

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet

Ratio en onderbouwing huidige normen omgevings-kwaliteit

Bijlagenrapport

Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet

Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit

RIVM Rapport 2014-0138, bijlagenrapport

Colofon

J.M. Roels, Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten
W. Verweij, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
J.G.M. van Engelen, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
R.J.M. Maas, Centrum Milieukwaliteit
E. Lebret, Bureau Directieraad
D.J.M. Houthuijs, Centrum Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid
J.M. Wezenbeek, Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten

Met medewerking van L. van Bree, O.J. van Gerwen (PBL)

Contact:
Jan Roels
Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten
Jan.Roels@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de programmadirectie Eenvoudig Beter, in het kader van het programma Omgevingswet

Dit is een uitgave van:

Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting hoofdrapport

In 2018 moet de nieuwe Omgevingswet van kracht worden. Deze stelselherziening brengt bestaande regels over beheer en gebruik van de leefomgeving bij elkaar om de besluitvorming over projecten in de leefomgeving te vereenvoudigen en verbeteren. Ook normen voor de kwaliteit van de leefomgeving vallen onder de stelselherziening.
In de ondersteuning van dit proces heeft het RIVM een groot aantal milieunormen op een rij gezet en de normen geëvalueerd. Daarbij is gelet op hoe de normen zich tot elkaar verhouden, hoe goed ze zijn onderbouwd en hoe ze uitpakken in de praktijk. De nadruk lag op normen voor de doelen gericht op gezondheid en veiligheid.

In Nederland geldt als uitgangspunt dat onnodige belasting van de omgevingskwaliteit moet worden vermeden. Mens en milieu worden tegen maatschappelijk onaanvaardbaar geachte gezondheids- en milieurisico's beschermd. In de afgelopen decennia is het dankzij deze uitgangspunten, en door gebruik te maken van normen, gelukt om ons land op veel terreinen schoner, gezonder en veiliger te maken. Wel blijkt dat het geheel van normen ingewikkeld is. Er kan niet snel inzichtelijk worden gemaakt hoe de normen eraan bijdragen dat deze doelen worden behaald. Dit komt enerzijds omdat er geen eenduidig praktijkgericht beeld is van wat we onder gezondheid en veiligheid verstaan. Anderzijds doordat normen op uiteenlopende manieren zijn bepaald en op verschillende manieren worden gebruikt. De normen houden bovendien geen rekening met een opeenstapeling van risico's, terwijl die zich in de praktijk wel voordoet.

In aanvulling op de normen is een 'indicator' in ontwikkeling bij het RIVM, waarmee wel combinaties van effecten van meerdere leefomgevingsfactoren op ziekte en sterfte in beeld kunnen worden gebracht, zoals luchtvervuiling en geluidbelasting. Met deze indicator kunnen burgers en bestuurders keuzes maken over de inrichting van hun gebied.

Tot slot geldt dat morele dimensies van invloed zijn op afwegingen over onzekere, complexe of omstreden risicoproblemen waarbij schadelijke effecten worden vermoed, zoals de ondergrondse opslag van CO_2, toepassing van nieuwe technologie of boren naar schaliegas. Bij de besluitvorming over deze vraagstukken moet worden omgegaan met onzekerheid doordat eenduidige wetenschappelijke onderbouwing ontbreekt. Morele dimensies, die dan van invloed zijn op de besluitvorming, zijn bijvoorbeeld vrijwilligheid (wordt een gezondheidsbedreiging aan burgers opgelegd of is sprake van een eigen keuze?) en billijkheid (worden de lusten en de lasten eerlijk verdeeld?). In deze gevallen is het van belang dat de overheid tijdig de dialoog over mogelijke morele dimensies met belanghebbenden aangaat. Dit rapport reikt hulpmiddelen aan die deze dialoog ondersteunen.

Kernwoorden:
gezondheid, veiligheid, leefomgeving, milieu, normen, Omgevingswet, risico

Abstract main report

The new National Planning Policy Framework will come into force in 2018. This system review combines existing regulations covering management and use of the environment in order to simplify and improve the decision making for projects in the environment. Standards for the quality of the natural environment are also covered under this system review.
In support of this process the RIVM has compared and evaluated a large number of environmental standards. Thereby is taken into consideration how the standards interrelate, how well they are substantiated and how they work in practice. The emphasis lay on standards for the goals for 'health' and 'safety'.

In the Netherlands the basic principle is applied that an unnecessary load on the environmental quality should be avoided. Man and the environment are protected against health and environmentally unacceptable risks. Thanks to this principle over the last decades and thankfully with the use of these standards it has been made possible at many locations to make our country cleaner, healthier and safer. However the set of standards is rather complicated. It is not possible to provide a quick impression of how the standards contribute towards achieving the goals. This is because, on the one hand there is no clear practice-focused description of the definition of health and safety. On the other hand, because standards are defined and used in different and varying ways. Furthermore, the standards do not take into account an accumulation of risks, whereas these do occur in practice.

In addition to standards, RIVM is developing an 'indicator' whereby combinations of effects of a number of natural environment factors on sickness and death can be brought into the picture, such as air pollution and noise hinder. With these indicators the public and decision-takers can make choices about the spatial planning of the area.

Finally it appears that moral dimensions are of influence when considering uncertain, complex or controversial risk problems whereby harmful effects are suspected, such as underground storage of CO_2, the use of new technologies or drilling for shale gas. At decision-making over these issues it is necessary to take uncertainties into account because unambiguous scientific substantiation is missing. Moral dimensions, which then affect the decision making, for instance are the degree of voluntariness (is a health threat to the public applied or is there freedom of choice?) and fairness (are the benefits and obligations fairly distributed?). In these cases it is of importance that the government will start a timely dialogue with stakeholders concerning these possible moral issues. This rapport provides tools to those who support this dialogue.

Keywords:
health, safety, environment, standards, National Planning Policy Framework, risk

Inhoudsopgave

1 Inleiding

1.1 Inhoud bijlagenrapport

Dit bijlagenrapport behoort bij het rapport 'Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet. Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving' (RIVM-rapport 2014-0138, Roels *et al.*, 2014). Het zet relevante aspecten in de afleiding en onderbouwing van een aantal belangrijke normen voor de omgevingskwaliteit en fysieke veiligheid op een rij. Voor vijftien normenkaders is beschreven welke normen er zijn, waarvoor ze worden gebruikt, wat het beschermingsdoel is en hoe de norm is onderbouwd. Ook wordt ingegaan op de historie van de normen, wat belangrijke verbeteringen zouden zijn en wat de relatie is tussen gezondheid of fysieke veiligheid en de huidige norm. De beschreven normenkaders zijn: oppervlaktewater, zwemwater, bronnen voor drinkwater (oppervlaktewater en grondwater), lucht, bodem, grondwater (vanuit nationaal en vanuit Europees kader), geluid, geur (van bedrijfsmatige activiteiten en van veehouderijen), externe veiligheid, ontplofbare stoffen, vuurwerk, waterveiligheid en luchtvaart.

Elk hoofdstuk is op dezelfde manier opgebouwd, zodat overeenkomstige informatie in dezelfde paragraaf is terug te vinden. Elk hoofdstuk eindigt met de literatuuropgave van het betreffende hoofdstuk.

1.2 Inhoud per normenkader

Hieronder staan de vragen op basis waarvan de verschillende auteurs het betreffende normenkader hebben beschreven.

1. Welke normen zijn er?
   - Naam van de norm.
   - Regelgeving (Nederlands en voor zover van toepassing Europees) waar de norm in verankerd is en de juridische status ervan. Voor welke (groepen van) stoffen/aspecten? Geef ook aan als de groep stoffen algemeen is gedefinieerd (bijvoorbeeld overige antropogene stoffen).
2. Wat is het doel van de norm?
   - Beschrijf het doel conform de regelgeving. Waarvoor/hoe wordt de norm gebruikt?

- Is het een inspanningsverplichting of een resultaatsverplichting?
- Is de norm curatief of preventief of anders? Wat is de beleidsmatige betekenis van de norm? Tot welke actor richt de norm zich?

3. Wat is het beschermingsdoel van de norm?
   - Omschrijf het beschermingsdoel conform de regelgeving. Welk effect wil men voorkómen met deze norm? Als er weinig normwaarden zijn, kan dit specifiek (bijvoorbeeld luchtwegklachten); als er veel normwaarden zijn, kan dit algemener. Dit gaat niet alleen om humane risico's, maar ook om ecologische.
4. Hoe is de huidige norm in de regelgeving vervolgens ingevuld/onderbouwd? Als de regelgeving normwaarden bevat die verschillend zijn onderbouwd, dit vermelden. Als er veel normwaarden zijn: de verschillende varianten toelichten. Geef steeds aan in welke documenten dit is vastgelegd.
   - Bijvoorbeeld door epidemiologisch werk? In hoeverre is rekening gehouden met gevoelige groepen?
   - Door vaststelling van een 'veilig' niveau, drempel? Bijvoorbeeld MTR niet-carcinogene stoffen. In hoeverre is rekening gehouden met gevoelige groepen?
   - Door een 'acceptabel' risico te hanteren? Bijvoorbeeld 1 op x overlijdensgevallen per y jaar. In hoeverre is rekening gehouden met gevoelige groepen?
   - Zijn er modellen gebruikt om bijvoorbeeld blootstelling te berekenen, en welke aannames zitten er in die modellen?
   - Is er rekening gehouden met meerdere blootstellingsroutes/compartimenten/blootstelling via meerdere routes (bijvoorbeeld voedsel/bodem)?
   - Zijn er andersoortige (bijvoorbeeld beleidsmatige) argumenten geweest die de invulling (mede) hebben bepaald? Zo ja, welke?
   - Hoe is de factor tijd in de norm verwerkt? Bijvoorbeeld betreft de norm een jaargemiddelde, maximum concentratie, 95-percentiel? Ook: hoe wordt getoetst aan de norm (bijvoorbeeld toetsingsregels, rekening houden met meer stoffen, rekening houden met bodem/watertype).
   - Wat is te zeggen over de onzekerheid van de norm? Bijvoorbeeld. 4 + 1? En is dan beleidsmatig de grens gezet op 3, 4 of 5?
   - Voor normen met Europese achtergrond: hoe is de implementatie gedaan? Welke keuzes zijn hierbij gemaakt?
5. Wat is de historie van de norm?
   - Wanneer is de norm vastgesteld en door wie? Is de norm sindsdien nog gewijzigd, en zo ja, waarom? Wat is de datum van de meest recente versie van de norm?
6. Hoe zou de norm beter kunnen worden ingevuld/onderbouwd? Geef steeds aan in welke documenten dit is vastgelegd.
   - In hoeverre zijn wetenschappelijke inzichten niet verwerkt in de norm?
   - Geef aan waarom die wetenschappelijke inzichten niet zijn verwerkt.
   - Zijn er voor een stof geen normen hoewel er wetenschappelijke inzichten zijn om dat wel te doen?
   - Is de kennis waar de norm op is gebaseerd inmiddels achterhaald?
7. Focus nu op de humane gezondheid in relatie tot de huidige norm:
   - Wat zijn humane risico's beneden de norm? Bijvoorbeeld ten gevolge van een 'acceptabel risico' of de recente discussie over fijn stof?
   - Wat zijn humane risico's bij overschrijding van de norm?

2 Ratio en onderbouwing normen oppervlaktewater

Auteurs: C.E. Smit en E. van der Grinten

2.1 Welke normen zijn er?

Dit hoofdstuk gaat over de normen voor de oppervlaktewaterkwaliteit in het algemeen. Er zijn ook normen voor oppervlaktewater gericht op drinkwaterbereiding en voor zwemwater. Deze worden toegelicht in de hoofdstukken 4 en 5 over bronnen voor drinkwater (oppervlaktewater en grondwater) en in hoofdstuk 3 over zwemwater.

Tot de invoering van de Europese Kaderrichtlijn water (KRW; EG, 2000) bestonden voor oppervlaktewater de twee risiconiveaus die ook in andere milieucompartimenten werden gehanteerd: het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) en het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR), ook wel aangeduid als streefwaarde. Met de invoering van de KRW zijn er twee nieuwe normtypen geïntroduceerd: de Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) en de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-MKN). Naast deze normen voor chemische stoffen maakt de KRW gebruik van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische parameters om de toestand van het water te beschrijven en te toetsen. De wet- en regelgeving onder de KRW bevat lang niet alle stoffen waarvoor een MTR en VR beschikbaar was. Voor veel stoffen zijn de oude normen gehandhaafd.
Het huidige Nederlandse beleid voor de oppervlaktewaterkwaliteit maakt dus gebruik van de volgende typen normen en kwaliteitsparameters:

- de Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKN);
- de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC-MKN);
- het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR);
- het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR), ook wel aangeduid als streefwaarde;
- biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen, fysisch-chemische parameters.

Voor het oppervlaktewater worden de termen MTR en VR gebruikt voor concentraties in het water, maar deze termen worden ook voor andere compartimenten gehanteerd. Binnen het bodemkader kent men

daarnaast het MTR_{humaan}, waarmee de veilige concentratie voor de mens, uitgedrukt als dagelijkse dosis, wordt bedoeld (IenM, 2013). Dit hoofdstuk gaat alleen over oppervlaktewater en spreekt daarom verder van MTR_{opp} en VR_{opp}. De kwaliteitselementen onder het vijfde streepje worden in dit hoofdstuk verder aangeduid als 'overige kwaliteitselementen'.

JG-MKN en MAC-MKN

De JG-MKN en de MAC-MKN zijn verankerd in de Europese Kaderrichtlijn water (2000/60/EG), verder aangeduid als KRW. De KRW kent een Europees en een nationaal spoor. Op EU niveau worden stoffen geselecteerd en worden normen vastgesteld die vervolgens door de lidstaten worden geïmplementeerd in nationale wetgeving. Ook worden op nationaal niveau stoffen geselecteerd en van normen voorzien.

Europese JG-MKN en MAC-MKN

De Europees vastgestelde normen zijn in Nederland één-op-één overgenomen in Bijlage I van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW, 2009). De huidige lijst komt uit de Richtlijn prioritaire stoffen 2008/105/EC. De stoffen in deze richtlijn zijn door de Europese Commissie aangewezen als prioritair ('priority substances', PS) of prioritair gevaarlijk ('priority hazardous substances', PHS). In de huidige richtlijn staan 33 (groepen van) prioritaire stoffen die in meerdere lidstaten een probleem vormen voor de waterkwaliteit, en alle lidstaten moeten deze stoffen meten en rapporteren. Het gaat om een breed scala aan verontreinigende stoffen, waaronder zware metalen, gechloreerde koolwaterstoffen en bestrijdingsmiddelen. In sommige gevallen gelden de normen voor een groep verwante stoffen, bijvoorbeeld polychloorbifenylen (PCBs) of polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs). In 2013 is de Richtlijn prioritaire stoffen herzien en het BKMW zal binnen afzienbare tijd aan deze nieuwe Richtlijn 2013/39/EC worden aangepast.

Nationale JG-MKN en MAC-MKN

Naast het overnemen van de Europees vastgestelde normen voor P(H)S, verplicht de KRW lidstaten om stoffen te identificeren die in het eigen land een probleem zijn voor de waterkwaliteit. Deze stoffen worden 'specifieke verontreinigende stoffen' genoemd. In Nederland zijn deze stoffen en bijbehorende normen opgenomen in de Regeling monitoring Kaderrichtlijn water uit 2010 (VROM/VW/LNV, 2010). Dit geeft flexibiliteit om de stoffenlijst en bijbehorende normen aan te passen aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. De normen in de Regeling worden *monitoringsindicatoren* genoemd. Volgens de toelichting kan met de indicatoren en hun waarden via monitoring worden vastgesteld of is voldaan aan de richtwaarden voor een "goede ecologische toestand" (GET) van oppervlaktewaterlichamen die in het BKMW zijn gesteld. Naast toetsing aan deze nationale JG- en MAC-MKN, tellen ook andere kwaliteitselementen mee voor de toestandsbeoordeling (zie bij 'Biologische- en ondersteunende kwaliteitselementen'). Oorspronkelijk was de lijst van specifieke verontreinigende stoffen opgenomen in het concept-BKMW. De concentratiewaarden voor die stoffen hadden toen nog de status van milieukwaliteitseisen in plaats van monitoringsindicatoren. Naar aanleiding van het advies van de Raad van State over het conceptbesluit zijn de normen voor specifieke verontreinigende stoffen later overgeheveld naar de Regeling monitoring KRW.
In de praktijk worden de indicatorwaarden bij de toetsing van de waterkwaliteit op dezelfde manier gebruikt als de normen uit het BKMW (Smit en Wuijts, 2012): als uit de monitoring blijkt dat de concentratie van een verontreinigende stof die op de lijst staat boven de voor die stof aangegeven waarde ligt, luidt de conclusie dat het waterlichaam voor de fysische chemie niet in een goede ecologische toestand verkeert (zie verder onder paragraaf 2.2). Ook op de nationale lijst gaat het om JG-MKN en MAC-MKN. Omdat er bij het opstellen van deze Regeling monitoring KRW van 2010 nog niet voor alle stoffen een JG-MKN en MAC-MKN beschikbaar was, zijn voor een aantal stoffen de toen bestaande MTR_{opp} overgenomen uit de nu vervallen Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren van 2004 (VROM/VW, 2004). Op de nationale lijst staan nu ruim 160 individuele (groepen van) stoffen, aanvullend op de Europese lijst; dit wordt in 2015 teruggebracht tot ongeveer 90 stoffen. Ook hier gaat het om een breed scala aan verontreinigende stoffen.

Biologische- en ondersteunende kwaliteitselementen

De toetsing van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische parameters is verankerd in de KRW, de Regeling monitoring KRW en het Besluit vaststelling monitoringsprogramma KRW (VROM, VW/LNV, 2009). Onder de biologische kwaliteitselementen vallen bijvoorbeeld de visstand en aantallen waterplanten; hydromorfologische kwaliteit betreft de inrichting van oevers en de mogelijkheid voor vissen om barrières te passeren. De Regeling en het Besluit verwijzen beide naar het STOWA-rapport 'Referenties en maatlatten

voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water' (STOWA, 2007), waarmee Referentie, GET en de rest van de maatlat juridisch zijn vastgelegd. Dit document is in 2012 geactualiseerd (STOWA, 2012) en het vervangt het eerstgenoemde. Onder algemene fysisch-chemische parameters zijn gedefinieerd: thermische omstandigheden, doorzicht, verzuringstoestand, zoutgehalte, zuurstofhuishouding en nutriënten. Deze doelen voor de biologische- en ondersteunende kwaliteitselementen kunnen waterlichaam-specifiek worden ingevuld.

Overige MTR_{opp}

De MTR_{opp} die in de Regeling monitoring KRW van 2010 staan (zie bij 'Nationale JG-MKN en MAC-MKN') worden bij de herziening van de Regeling vervangen door MKN-waarden. In Nederland zijn er vanuit het verleden nog voor veel meer stoffen MTR_{opp} beschikbaar, bijvoorbeeld voor meer dan 500 bestrijdingsmiddelen. Deze MTR_{opp} zijn te vinden via de RIVM webpagina Risico's van Stoffen (www.rivm.nl/rvs). Om het onderscheid te maken tussen normen uit wet- en regelgeving, worden deze MTR_{opp} ook wel aangeduid als beleidsmatig vastgestelde normen. Ze hebben echter niet enkel een beleidsmatige functie. Elke waarde die wordt opgenomen in een (lozings)vergunning heeft daarmee een juridische status en kan als precedent fungeren voor andere situaties.

De exacte (juridische) status van stoffen en normen die niet in de regelgeving onder de KRW zijn opgenomen is niet helder beschreven. In het Nationaal waterplan (NWP; VW/VROM/LNV, 2009) staat in Bijlage 3 het volgende: *"Een groot aantal stoffen staat niet in het BKMW 2009. De wijze waarop de waterbeheerder bij het uitoefenen van taken en bevoegdheden hiermee om dient te gaan, zal nader uitgewerkt worden in het in hoofdstuk 3.1 aangekondigde 'Handboek wet- en regelgeving waterbeheer', waarvoor de geactualiseerde 'Leidraad Kaderrichtlijn Water voor de vergunningverlening en handhaving in het kader van de WVO'[1] mede als basis dient."*

Het Handboek Water (dit is de huidige naam voor het in het NWP aangekondigde Handboek wet- en regelgeving waterbeheer) begint in het hoofdstuk Waterkwaliteit met het noemen van de beleidskaders (INFOMIL, 2014):

"1. *Een algemeen beleidskader dat van toepassing is voor alle wateren en bestaat uit twee sporen: het toepassen van beste beschikbare technieken (bbt), en waar nodig en mogelijk verdergaande maatregelen, met het oog op het bereiken van de gewenste waterkwaliteit.*
2. *Een aanvullend beleidskader dat zich specifiek en via een planmatige aanpak op de toestand van waterlichamen richt, ter uitvoering van de Kaderrichtlijn Water."*

In de daarop volgende paragraaf over normstelling wordt direct verwezen naar het BKMW en de Regeling monitoring KRW. Er wordt genoemd dat de KRW-normen ook gelden in wateren die niet onder de toetsings- en rapportageplicht van de KRW vallen[2]. Voor een antwoord op de vraag wat een waterbeheerder moet doen met overige stoffen en normen, biedt het hierboven geciteerde algemeen beleidskader wellicht een aanknopingspunt met het noemen van de "gewenste waterkwaliteit". Bij de uitvoering van dit beleid kunnen beleidsmatig vastgestelde normen dienen als ijkpunt voor wat de gewenste kwaliteit is. In de praktijk lijkt er zo ook mee omgegaan te worden. Bij het beoordelen van restlozingen wordt uitgegaan van de normen die zijn vastgesteld en gepubliceerd op de website Risico's van Stoffen (www.rivm.nl/rvs), of wordt ad hoc een indicatieve norm afgeleid. Als een dergelijk getal gebruikt wordt om een officiële toetsing te doen, zoals bij een lozingsvergunning, is er altijd de mogelijkheid voor het bedrijf hierop bezwaar te maken. Immers de zwaarte van maatregelen en de kosten moeten wel verantwoord worden. Indien een norm veel veiligheidsfactoren bevat, is het wellicht niet verantwoord een bedrijf zware kosten te laten maken. De aanvrager van een vergunning moet aantonen dat de waterbezwaarlijkheid niet in geding is en zou dit dus ook kunnen doen door meer data aan te leveren. Als hierdoor de veiligheidsfactor kan worden verlaagd, kan dit leiden tot aanpassing van de norm.

---

[1] Leidraad Kaderrichtlijn Water voor de vergunningverlening en handhaving in het kader van de WVO. Definitieve versie 5 februari 2007. In opdracht van het Directoraat Generaal Water van het ministerie van Verkeer en Waterstaat met medewerking van Rijkswaterstaat RIZA. http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/handboek-water/wetgeving/waterwet/besluiten-regelingen/besluit-0/gevolgen-wateren/

[2] http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/handboek-water/wetgeving/waterwet/besluiten-regelingen/besluit-0/gevolgen-wateren/

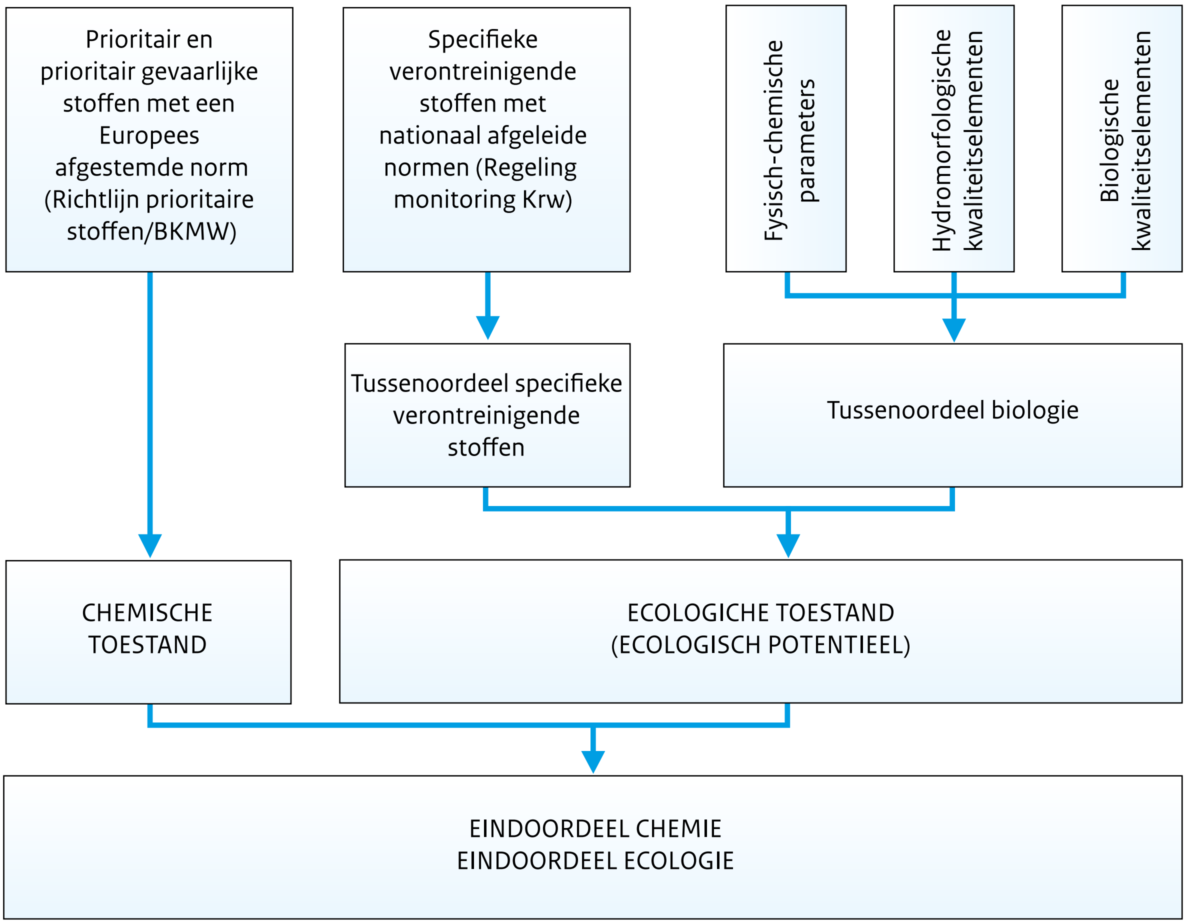
VR_{opp}
Op www.rivm.nl/rvs zijn ook VR_{opp} te vinden. De VR-waarden zijn verder niet vastgelegd in documenten met een juridische status, maar dienen nog wel als langetermijndoel in een aantal beleidskaders (zie verder paragraaf 2.2).

2.2 Wat is het doel van de norm?

Doelen van BKMW en Regeling monitoring KRW
Het oppervlaktewater is onder de KRW onderverdeeld in stroomgebieddistricten. In Nederland zijn dat Rijn, Maas, Schelde en Eems. Stroomgebieden zijn weer opgebouwd uit waterlichamen. Doel van de KRW is het handhaven (geen achteruitgang) van de huidige toestand van het oppervlaktewater en het bereiken van een "goede chemische toestand" en een "goede ecologische toestand" (GET) als die nog niet is gerealiseerd. De KRW bepaalt dat uiterlijk 22 december 2015 voor alle oppervlaktewaterlichamen in principe een goede oppervlaktewatertoestand moet zijn bereikt (BKMW, 2009). In het BKMW en onderliggende regelgeving is geregeld op welke meetpunten deze beoordeling is gebaseerd.

Voor een positief oordeel moeten zowel de chemische als de ecologische toestand van een waterlichaam in orde zijn. De chemische toestand wordt afgemeten aan het al dan niet halen van de Europese normen voor

Figuur 1 Schematische weergave van de toestandsbeoordeling volgens de KRW. Links de beoordeling van de chemische toestand op basis van de Richtlijn prioritaire stoffen. Rechts de beoordeling van de ecologische toestand op basis van 1) de normen uit de Regeling monitoring KRW en 2) de biologische toestand die bestaat uit fysisch-chemische parameters, en hydromorfologische en biologische kwaliteitselementen. Figuur gebaseerd op de toelichting bij het BKMW (2009).



prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen (inclusief enkele stoffen uit eerdere regelgeving) die in de EU Richtlijnen en in Bijlage I van het BKMW zijn vastgelegd. De ecologische toestand wordt bepaald door de waterkwaliteitsnormen voor specifieke verontreinigende stoffen uit de Regeling monitoring KRW én door de biologische, fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen. De biologie is bepalend voor het oordeel. In Figuur 1 is de samenhang tussen chemische en ecologische toestand schematisch weergegeven.

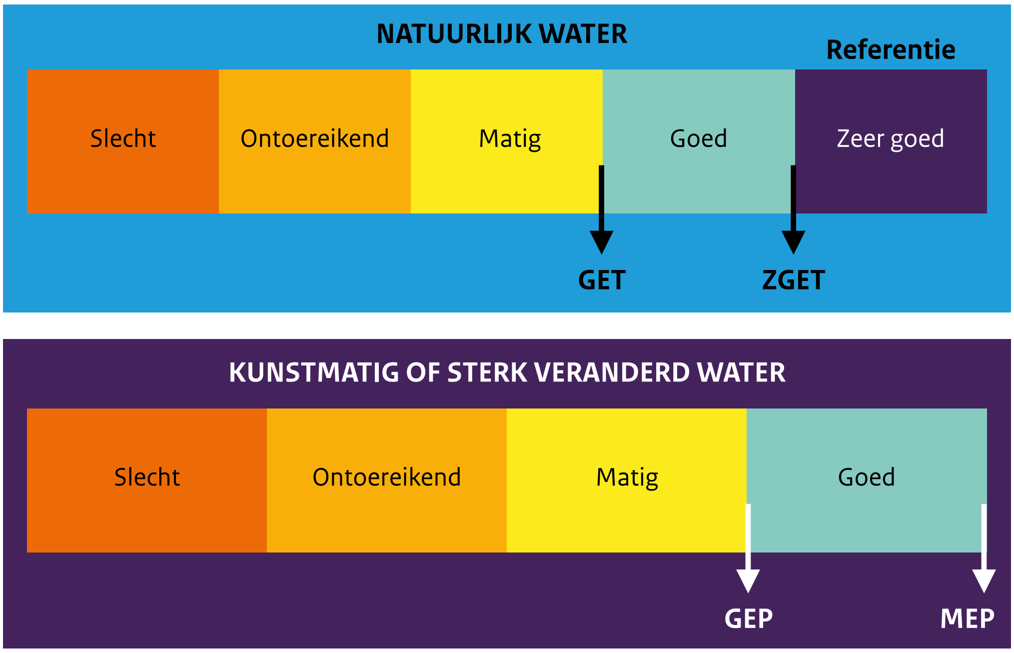
Wat betreft de ecologische toestand schrijft de KRW voor dat lidstaten voor alle natuurlijke watertypen de referentietoestand moeten beschrijven. In Nederland is dit gedaan voor 42 verschillende watertypen. Hiervan is beschreven hoe ze er ecologisch uit zouden zien als er geen of slechts geringe menselijke invloed zou zijn geweest (STOWA, 2012). Dit noemen we de referentietoestand, oftewel de 'zeer goede ecologische toestand'. De beschrijvingen gaan gedetailleerd in op de verschillende soorten algen, planten, macrofauna (ongewervelde waterdiertjes) en vissen, omdat deze soortengroepen veel informatie geven over de biologische toestand van het watersysteem. Volgens Bijlage V van de KRW moeten lidstaten vanuit deze referentietoestand maatlatten ontwikkelen voor elk van de biologische kwaliteitselementen (waterplanten, macrofauna, vis, algen).

De maatlatten zijn ontwikkeld met inachtneming van de voorschriften in bijlage V van de KRW. Voor alle parameters op deze maatlat zijn de referentiecondities voor de desbetreffende parameter gelijkgesteld aan 1 en zijn de overgangen van de verschillende toestandsklassen in de vorm van een Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) weergegeven met waardes van 0,2, 0,4, 0,6 en 0,8. De EKR drukt op deze manier de afstand tot de referentie uit. De grens tussen de goede en matige toestand ligt bij 0,6. Voor waterlichamen die nog natuurlijk van karakter zijn of dat weer kunnen worden, is de doelstelling de GET, met andere woorden een EKR van 0,6 of hoger. De Europese lidstaten hebben elk hun eigen 'maatlatten' ontwikkeld om de kwaliteit van hun oppervlaktewateren te meten. Volgens de KRW moeten de Europese Commissie en de lidstaten een zogenoemde intercalibratie uitvoeren voor alle biologische kwaliteitselementen, met als doel dat de lidstaten met hun eigen maatlatten een toch vergelijkbare GET in hun waterlichamen nastreven. Voor zover er resultaten zijn, is de Nederlandse EKR hierop geschaald. Meer informatie is te vinden in Van den Berg en Stuijfzand (2013) en op de website van de EU[3].
De parameters van de fysisch-chemische toestand zijn ondersteunend aan die van de biologie. De fysisch-chemische parameters moeten waarborgen dat een goede biologische toestand kan worden bereikt en gehandhaafd. Bij de beoordeling spelen ze alleen een bepalende rol als de biologie al in de goede toestand verkeert. Wanneer dat niet het geval is, hebben ze een diagnostische functie: ze kunnen duiden op een mogelijke oorzaak voor het niet voldoen aan de GET.

Hoe de maatlat is ingevuld, verschilt per kwaliteitselement. De maatlat kan bestaan uit verschillende deelmaatlatten, bijvoorbeeld bedekkingsgraad en dominantie (bij algen) en verhouding van vóórkomen van verschillende gildes (bij vissen). Een formule bepaalt uiteindelijk de eindscore voor de betreffende maatlat (STOWA, 2012). De meetmethode van de maatlatten is voor natuurlijke en sterk veranderde waterlichamen gelijk, maar de hoogte van het doel ligt op een ander niveau. Wanneer de GET niet gehaald kan worden als gevolg van redelijkerwijs onomkeerbare ingrepen in de hydromorfologie, dan mag het waterlichaam de status 'sterk veranderd' krijgen. Gegraven waterlichamen kunnen de status 'kunstmatig' krijgen. Voor een deel van de kunstmatige watertypen (sloten en kanalen) zijn default maatlatten opgesteld, vergelijkbaar met de maatlatten voor natuurlijke wateren (STOWA, 2012).
Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen worden per waterlichaam doelstellingen afgeleid. Deze afgeleide doelstelling is het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). De basis voor de afleiding van het GEP is de goede ecologische toestand van het meest gelijkende natuurlijke watertype (zie Figuur 2).

[3] http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/status_en.htm

Figuur 2 Klasse-indeling voor natuurlijk en veranderd water (ontleend aan STOWA, 2012).



GET = Goede Ecologische Toestand, ZGET = Zeer Goede Ecolgische Toestand, GEP = Goed Ecologisch Potentieel, MEP = Maximaal Ecologisch Potentieel

De lidstaten moeten in beheerplannen aangeven hoe men de goede toestand denkt te gaan realiseren. Een stroomgebied kan grensoverschrijdend zijn, verschillende landen kunnen dus tot één stroomgebied behoren. In het geval van de Rijn zijn dat bijvoorbeeld Zwitserland, Duitsland, Frankrijk, Luxemburg en Nederland. Omdat het beheer bovenstrooms een direct gevolg heeft voor de aanvoer en kwaliteit van het water benedenstrooms worden, waar mogelijk, (internationale) afspraken gemaakt. Als bepaalde maatregelen niet haalbaar of niet uitvoerbaar zijn, kan een beroep worden gedaan op een van de uitzonderingsmogelijkheden van de KRW. De internationale stroomgebiedscommissies doen ook voorstellen voor normen voor stoffen die in hun stroomgebied relevant zijn. Deze normen kunnen dan door de lidstaten in nationale wetgeving worden overgenomen. In Nederland staan de stroomgebied relevante stoffen in de Regeling monitoring KRW en gelden ze voor het hele land. Toepassing van een uitzonderingsmogelijkheid in de plannen kan onder meer leiden tot doelfasering en doelverlaging. Dit betekent het later bereiken van de vereiste waterkwaliteit (niet al in 2015 maar pas in 2021), een aanpassing van de doelen of een combinatie van beide (Syncera/Arcadis/VU/UvA, 2005).

De JG-MKN en MAC-MKN hebben betrekking op stoffen die aanwezig zijn in het oppervlaktewater en waarvan duidelijk is dat ze een (potentieel) probleem zijn voor de waterkwaliteit. In die zin zijn de normen curatief. Omdat ze ook worden toegepast bij het beoordelen van lozingsvergunningen, is er echter ook sprake van een preventieve werking. De toetsing van de biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen heeft vooral een curatief karakter. Ook hier geldt echter dat waterbeheerders ingrepen zullen toetsen aan de potentiële effecten op deze kwaliteitsparameters, waarmee ze in zekere zin ook een preventieve werking hebben.

De minister van Infrastructuur en Milieu is eindverantwoordelijk voor de uitvoering van de KRW. Zij is dit mede namens de andere rijkspartijen en in nauw overleg met provincies, waterschappen en gemeenten. In het Bestuursakkoord Water[4] is de samenwerking in het waterbeheer en -beleid tussen deze partijen vastgelegd. Binnen elk stroomgebieddistrict werken provincies, gemeenten, waterschappen en Rijkswaterstaat

[4] Bestuursakkoord Water. April 2011. http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/rapporten/2011/06/07/bestuursakkoord-water.html

samen aan schoner water. Er is één overkoepelende stroomgebiedscoördinator aangesteld, en per gebied (Maas, Schelde, Eems) een adjunct-coördinator. Voor de Rijn bleek het praktischer om een onderverdeling te maken in drie gebieden: Rijn-West, Rijn-Noord en Rijn-Midden/Oost. Het Coördinatiebureau Stroomgebieden Nederland (CSN) heeft als taak het Rijk en de (deel)stroomgebiedsdistricten te ondersteunen bij de uitvoering van de KRW, met name als het gaat om de diverse landelijke en regionale overlegfora[5]. De stroomgebiedcommissies stellen per stroomgebied een stroomgebiedbeheerplan (SGBP) op, waarin is aangegeven welke doelen er gelden voor de grond- en oppervlaktewateren, hoe de kwaliteit behouden kan blijven en waar nodig verder verbeterd gaat worden[6]. Voor wat betreft grondwater richten de commissies zich op de kwaliteit van grondwaterlichamen, waarvoor de Drempelwaarden (zie hoofdstuk 8 over grondwater vanuit Europees kader) als norm worden gehanteerd.

Doel overige MTR_{opp}

De MTR_{opp} worden door waterkwaliteitsbeheerders gebruikt om eisen te stellen in lozingsvergunningen en om te toetsen of een bepaalde stof een probleem vormt ten aanzien van de waterkwaliteit. Er worden geen nieuwe MTR_{opp} meer afgeleid. Als er voor een stof een norm nodig is of moet worden herzien, is dat altijd in de vorm van een JG-MKN en MAC-MKN.

Doel VR_{opp}

Het VR_{opp} komt in de systematiek van de Europese KRW niet voor, maar wordt nationaal in een aantal kaders nog wel gebruikt of genoemd als langetermijndoel, bijvoorbeeld in het beleid ten aanzien van zeer zorgwekkende stoffen (ZZS) en van gewasbescherming (IenM, 2011; LNV, 2004; EZ, 2013). De manier waarop het VR_{opp} moet worden toegepast is voor ZZS nog niet concreet ingevuld. Dit moet nog worden ingepast in het Handboek water (INFOMIL, 2014).

Rol in de toelating van gewasbeschermingsmiddelen

Zowel de JG- en MAC-MKN als het MTR_{opp} kunnen een rol spelen in de toelating van gewasbeschermingsmiddelen. Als uit meetgegevens blijkt dat een middel normoverschrijdingen veroorzaakt en de overschrijdingen zijn te koppelen aan het specifieke gebruik van dat middel, wordt dit bij de herziening van de toelating meegenomen. Volgens deze methode, die in de 2^e^ Nota Duurzame Gewasbescherming (EZ, 2013) wordt afgekondigd, moet de toelatinghouder voor normoverschrijdende bestrijdingsmiddelen een emissiereductieplan opstellen, waarmee de normoverschrijdingen worden teruggedrongen. De eerste stap van deze methodiek is te onderzoeken of de waterkwaliteitsnorm up-to-date is en of bijstelling helpt om een beter beeld van het probleem te krijgen (De Werd en Kruijne, 2013).

2.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De JG-MKN biedt het ecosysteem en de mens bescherming tegen langdurige blootstelling. Hierbij gaat het om directe effecten op waterorganismen (ecotoxiciteit), doorvergiftiging van vogels en zoogdieren via de voedselketen en om de bescherming van mensen die worden blootgesteld via het eten van vis en/of schaaldieren. Voor stoffen die kankerverwekkend zijn of die de voortplanting beïnvloeden, wordt de humane blootstellingsroute altijd doorgerekend. Voor andere stoffen hangt het mede af van de mate waarin ze in vis stapelen en het kan hierbij gaan om allerlei verschillende mogelijke gezondheidseffecten. De laagste waarde van de routes ecotoxiciteit, doorvergiftiging en humane visconsumptie, bepaalt de uiteindelijke JG-MKN. Voor de mens zijn ook andere opnameroutes voor te stellen, bijvoorbeeld opname via de huid en het inslikken van water bij zwemmen. Volgens het Europees afgestemde richtsnoer voor het afleiden van KRW-normen (EC, 2011) zijn deze routes echter afgedekt door de routes visconsumptie en drinkwater. Dit is in onderzoek van het RIVM bevestigd (Smit *et al.*, 2013). De MAC-MKN biedt bescherming aan waterorganismen bij kortdurende blootstelling.

De biologische en hydromorfologische kwaliteitselementen die onderdeel zijn van de toestandsbeoordeling

[5] Tekst overgenomen van www.helpdeskwater.nl

[6] Samenvatting SGBP 2009-2015, via http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/sgbp/

hebben de bescherming van het ecosysteem tot doel. De getalswaarden (grenswaarden) voor de algemene fysisch-chemische parameters mogen het behalen van de biologische kwaliteitselementen niet in de weg staan.

Het MTR_{opp} had als uitgangspunt voor directe ecotoxiciteit voor waterorganismen, dat ten minste 95% van de soorten moest zijn beschermd tegen enig effect van een stof. De aanname was dat hiermee de functie en structuur van het ecosysteem zijn beschermd. Humane visconsumptie werd in het MTR_{opp} niet meegewogen, doorvergiftiging soms wel, maar dit aspect is in de loop der jaren op verschillende manieren in de normafleiding verwerkt. Als de directe ecotoxiciteit voor waterorganismen de meest kritische route is, is de JG-MKN in grote lijnen vergelijkbaar met het oude MTR_{opp}, uiteraard afgezien van nieuwe gegevens.

2.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Onderbouwing JG-MKN en MAC-MKN op basis van drie aspecten
Zoals hierboven aangegeven worden bij de afleiding van de JG-MKN de routes directe ecotoxiciteit, doorvergiftiging en humane visconsumptie meegenomen (de laatste twee alleen indien relevant), bij de afleiding van de MAC-MKN alleen de directe ecotoxiciteit. De methodiek is beschreven in een Europees afgestemd richtsnoer (EC, 2011). Hieronder staat per route kort toegelicht hoe de norm wordt afgeleid.

Directe ecotoxiciteit
De ecotoxicologische normen zijn meestal gebaseerd op gegevens over effecten op waterorganismen in laboratoriumtesten. Bij het afleiden van de JG-MKN wordt een veiligheidsfactor toegepast op de laagste concentratie die in het laboratorium geen effect laat zien (NOECs: No Observed Effect Concentration). De veiligheidsfactor is afhankelijk van de omvang van de dataset en de soorten die erin vertegenwoordigd zijn. Als er meer gegevens zijn, is er minder onzekerheid over de voorspellende waarde van de gegevens en kan met een kleinere veiligheidsfactor worden volstaan. Als er gegevens van langetermijn(chronische)studies zijn, is de toegepaste veiligheidsfactor voor directe ecotoxiciteit meestal 10. Als uit acute studies blijkt dat een gevoelige groep niet vertegenwoordigd is in de chronische dataset, wordt er een hogere factor toegepast. Bij voldoende gegevens (10 of meer waarden voor ten minste 8 taxonomische groepen) kan met statistische extrapolatie worden gewerkt. Dit wordt ook wel aangeduid als Species Sensitivity Distributions (SSD). In dat geval wordt berekend bij welke concentratie ten hoogste 5% van de soorten een effect ondervindt. Op deze concentratie wordt een veiligheidsfactor van 1 tot 5 toegepast. Ten slotte kan een ecotoxicologische norm ook worden gebaseerd op semi-veldstudies. Hierbij wordt een modelecosysteem onder min of meer natuurlijke omstandigheden blootgesteld aan een stof. Indien mogelijk wordt op basis van de beschikbare data, de voorkeur gegeven aan een norm die op statistische extrapolatie of semi-veldstudies gebaseerd is, omdat hierbij de complexiteit van het ecosysteem het best wordt meegenomen.
De manier waarop de JG-MKN voor ecotoxicologie wordt afgeleid, is grotendeels gelijk aan de manier waarop voorheen een MTR_{opp} werd afgeleid. Beide methodes zijn gebaseerd op al bestaande Europese richtsnoeren. Een groot deel van de methodiek die in Nederland werd gebruikt voor de MTR-afleiding, is ook verwerkt in de Europese methode voor normafleiding onder de KRW. Het voornaamste verschil is dat er tegenwoordig onder de Europese methode strengere voorwaarden gelden voor het toepassen van SSDs, dit gebeurde vroeger al bij een dataset met 4 eindpunten.

De afleiding van de MAC-MKN gaat in grote lijnen op dezelfde manier, maar er worden alleen kortdurende (acute) studies gebruikt. Er wordt een veiligheidsfactor van 10 of 100 toegepast op de laagste concentratie die in het laboratorium 50% effect laat zien. Deze factor dient onder meer om het 50% effectniveau te vertalen naar een geen-effectniveau. Ook voor de MAC-MKN kunnen SSDs en/of semi-veldstudies worden gebruikt.

Humane risico's door visconsumptie, meenemen andere blootstellingsroutes
Bij het afleiden van de JG-MKN wordt voor de route humane visconsumptie een humane risicogrens als uitgangspunt genomen, uitgedrukt als de hoeveelheid van een verontreinigende stof die een mens levenslang dagelijks mag binnenkrijgen. Dit soort informatie wordt ook gebruikt voor het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens (MTR_{humaan}; IenM, 2013).
Vervolgens wordt berekend wat er maximaal in vis mag zitten als je dagelijks 115 g vis eet. Dit is de stan-

daardhoeveelheid die ook onder de Europese verordening voor de registratie, evaluatie en autorisatie van chemicaliën (REACH; EG, 2006) wordt gebruikt. Hiernaast geldt het uitgangspunt dat de blootstelling via visconsumptie voor 10% mag bijdragen aan de totale toegestane inname. Er wordt dus impliciet rekening gehouden met blootstelling van mensen via andere routes dan vis alleen, bijvoorbeeld andere voedselbronnen, drinkwater of lucht. De acceptabele concentratie in vis wordt teruggerekend naar de bijbehorende concentratie in water. Dit levert de normwaarde voor het aspect humane risico's door visconsumptie.

Voor de invulling van de humane risicogrens wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen met een drempelwaarde en stoffen zonder drempelwaarde. Voor stoffen met een drempelwaarde is het uitgangspunt het niveau waarbij de mens geen nadelige effecten ondervindt. Dit niveau wordt aangeduid met termen als Toegestane Dagelijkse Inname (TDI), Acceptabele Dagelijkse Inname (ADI) of Reference doses (RfD; Amerikaanse EPA). Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) wordt aangenomen dat er altijd een risico is op een nadelig effect. Volgens de Europese methodiek van de KRW (EC, 2011) wordt de JG-MKN voor genotoxisch carcinogenen gebaseerd op een extra kankerrisico van een op de miljoen levenslang blootgestelde personen (1 op 10^6) per leven (= 1 op 10^8 per jaar). Dit is in lijn met de keuze die onder REACH wordt gemaakt (ECHA, 2012), maar een factor 100x strenger dan het Nederlandse humane MTR-niveau (Smit *et al.*, 2009), waarvoor een extra kankerrisico van een op 10.000 (1 op 10^4) per leven wordt gebruikt. Als voor genotoxisch carcinogenen de humane route de uiteindelijke JG-MKN bepaalt, ligt de JG-MKN op het niveau van het Nederlandse VR: de concentratie die hoort bij een additioneel kankerrisico van een op de miljoen levenslang blootgestelde personen (1 op 10^6) per leven.

Voor de humane risicogrens wordt bij voorkeur gebruikgemaakt van nationaal of internationaal vastgestelde waarden, bijvoorbeeld de TDI's uit het Nederlandse bodemkader (Baars *et al.*, 2001; IenM, 2013) of de ADI's uit de Europese toelating van bestrijdingsmiddelen door EFSA. Als er geen waarden beschikbaar zijn, wordt er een nieuwe humane risicogrens afgeleid op basis van zoogdierstudies met extrapolatiefactoren. Analoog aan de afleiding voor directe ecotoxiciteit wordt hierbij gebruikgemaakt van laboratoriumstudies met proefdieren en worden veiligheidsfactoren toegepast. Deze factoren zijn bedoeld om de resultaten voor proefdieren te vertalen naar de mens, inclusief gevoelige groepen (Janssen en Speijers, 1997).

Doorvergiftiging
Voor de route doorvergiftiging wordt op basis van dieetstudies met vogels en zoogdieren berekend wat de veilige concentratie in vis voor deze dieren is, waarbij wordt aangenomen dat de consumptie van vis 100% van hun voedselinname vertegenwoordigt. Deze concentratie in vis wordt teruggerekend naar de bijbehorende concentratie in water.

Wijze van toetsen gemeten concentraties in oppervlaktewater
De Europese prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen uit het BKMW moeten minimaal 12 maal per jaar worden gemeten, de stoffen uit de Regeling monitoring KRW minimaal 4 keer per jaar. De protocollen die het proces van monstername tot toetsoordeel stroomlijnen zijn vastgelegd bij Ministerieel besluit. De JG-MKN wordt getoetst aan het gemiddelde van de gemeten concentraties over een jaar. Individuele meetwaarden moeten voldoen aan de MAC-MKN, deze dient als 'vangnet' voor incidentele pieken die boven het gemiddelde uitkomen. Om aan het MTR_{opp} te voldoen, moest 90% van de metingen op een meetlocatie lager zijn dan het MTR_{opp}. Toetsing aan het jaargemiddelde is in principe soepeler dan aan het 90ste percentiel. Maar door de toevoeging van de MAC-MKN en het meenemen van extra routes doorvergiftiging en humane visconsumptie, is het niet op voorhand te zeggen of de normtoetsing volgens de KRW-beoordeling soepeler (of strenger) is dan onder het oude systeem.

Omgaan met natuurlijke achtergrondconcentraties voor metalen
Metalen zijn stoffen die van nature in het water aanwezig zijn, en voor ruim 20 metalen zijn er landelijke achtergrondconcentraties vastgesteld. Voor een aantal metalen is de JG-MKN (of MTR_{opp}) uitgedrukt als een concentratie die mag worden toegevoegd aan de achtergrond, en bij normtoetsing kan hiermee rekening worden gehouden. Dit geldt echter alleen als de norm is gebaseerd op ecotoxiciteit. Voor de routes doorvergiftiging en humane visconsumptie is de achtergrondconcentratie al in de norm verwerkt. Bij deze routes kan het gebeuren dat de afgeleide norm lager is dan de achtergrondconcentratie. Theoretisch is het mogelijk dat er al bij de achtergrondconcentratie effecten optreden, maar het kan ook zijn dat de achtergrondconcentra-

tie te hoog is geschat doordat er belaste wateren zijn meegenomen. Een andere mogelijkheid is dat de humane risicogrens met een grote veiligheidsfactor is afgeleid door gebrek aan gegevens. Bovendien zijn de aannames over visconsumptie en bijdrage aan de inname relatief streng. In dat geval zal er een wetenschappelijke en beleidsmatige afweging moeten worden gemaakt of de norm op de achtergrondconcentratie wordt gezet, of dat de hogere ecotoxicologische norm (achtergrondconcentratie + ecotoxicologische risicogrens) voldoende bescherming biedt voor vogels en zoogdieren en/of mensen. Achtergrondconcentraties kunnen overigens ook van belang zijn voor andere parameters, bijvoorbeeld voor nutriënten.

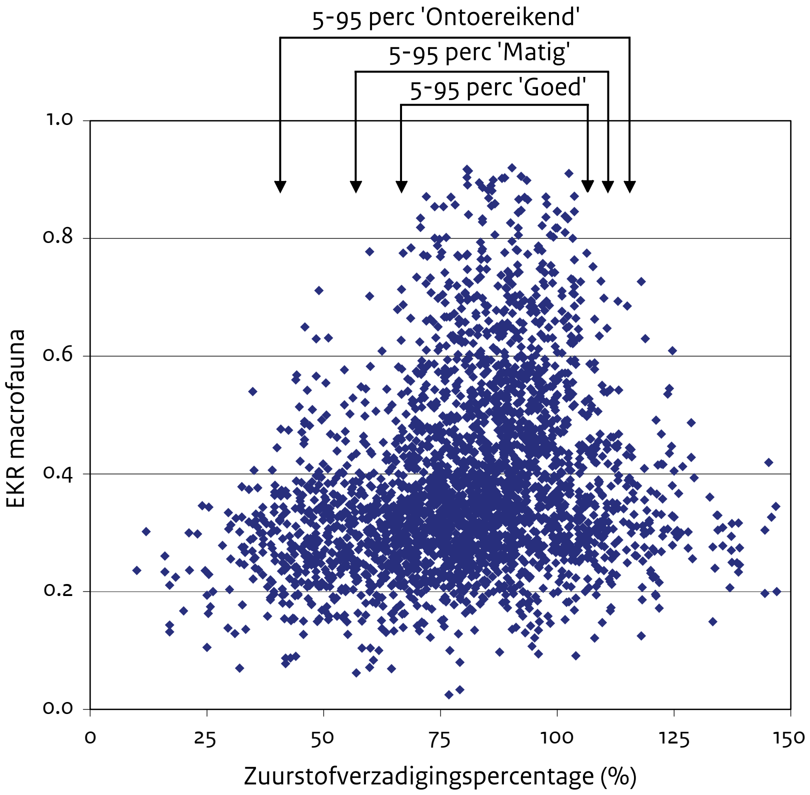
Rekening houden met biologische beschikbaarheid

Voor metalen zijn de plaatselijke omstandigheden bepalend voor de mate van het effect. Dezelfde hoeveelheid metaal is op de ene plaats wel een ecotoxicologisch probleem, maar op de andere plaats niet omdat het daar gebonden is aan bijvoorbeeld organische stof. De mate van effect wordt dus bepaald door de biologische beschikbaarheid van het metaal. Deze beschikbaarheid is in een aantal gevallen verwerkt in de afgeleide norm. Voor cadmium is de norm afhankelijk van de hardheid van het water. Voor koper, nikkel en zink zijn er wetenschappelijk onderbouwde geavanceerde methoden om rekening te houden met biologische beschikbaarheid. Voor deze metalen staat er een generieke norm in de regelgeving, maar kan een waterbeheerder een locatie-specifieke normtoetsing uitvoeren waarbij de waterkarakteristieken worden meegenomen.

Onderbouwing en toetsing van de overige kwaliteitselementen

Voor het invullen van de fysisch-chemische kwaliteitselementen zijn eerst de bijbehorende parameters gedefinieerd. Bijvoorbeeld het kwaliteitselement ‘zuurstofhuishouding’ wordt uitgedrukt als het percentage zuurstofverzadiging en ingevuld als het zomerhalfjaargemiddelde. Voor het invullen van de getalswaarden is uitgegaan van de biologische kwaliteitselementen die daar het meest van afhankelijk zijn (voor de zuurstofhuishouding is dit macrofauna). Dit is gebeurd door een data-analyse, waarbij voor wateren met een goede of zeer goede ecologische toestand (referentietoestand) is gekeken wat de bandbreedte is van de fysisch-

Figuur 3 Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) als functie van het zuurstofverzadigingspercentage (bron: STOWA/RIZA, 2007).



chemische parameters. Als er geen meetwaarden waren voor de referentietoestand, is in sommige gevallen ook informatie uit de literatuur gebruikt, evenals voorstellen voor getalswaarden uit het buitenland en normen uit andere Europese richtlijnen.

Om een en ander te verduidelijken, is hieronder als voorbeeld de uitwerking voor het kwaliteitselement zuurstofhuishouding weergegeven. De aanwezigheid van macrofauna is het bijbehorende meest kritische biologische kwaliteitselement. De Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) voor macrofauna is uitgezet tegen het zuurstofverzadigingspercentage op dezelfde locatie. Bij een EKR groter dan 0,6 is er sprake van een GET. Het 5-95ste percentiel van bijbehorende zuurstofverzadigingspercentages geeft de acceptabele waarden voor de zuurstofhuishouding (Figuur 3).

Bij de afleiding van getalswaarden voor nutriënten in natuurlijke wateren wordt gewerkt met een risicobenadering (Heinis en Evers, 2007). Uitgangspunt hierbij is dat de vast te stellen stikstof- en fosfaatnormen het behalen van de GET met een hoge mate van zekerheid garanderen (90%).

De referentietoestand van de 42 Nederlandse watertypes betreft natuurlijke wateren. De meeste wateren in Nederland zijn - in KRW-terminologie - echter 'kunstmatig' of 'sterk veranderd'. Voor dit soort wateren gelden de normen van het natuurlijke watertype dat er het meest mee overeenkomt, rekening houdend met de effecten van de niet meer terug te draaien veranderingen. Het weer in natuurlijke toestand brengen van dit soort wateren is praktisch, economisch of maatschappelijk niet haalbaar. Hoe dit aan te pakken is beschreven in STOWA/RIZA (2006). Naar deze handreiking voor het vaststellen van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) wordt in de regeling en het besluit verwezen.

Blootstelling aan meer stoffen tegelijk: VR_{opp}

Multistress en combinatietoxiciteit zitten niet in de JG- en MAC-MKN, omdat de wettelijke kaders van KRW en andere Europese wetgeving hier niet in voorzien. Het Nederlandse VR is indertijd juist ontwikkeld om rekening te houden met de mogelijke effecten als gevolg van de aanwezigheid van veel stoffen tegelijk (Smit, 2011). Dit gebeurt door de JG-MKN (en vroeger het MTR_{opp}) te delen door 100. Op deze regel is een uitzondering: als de JG-MKN wordt bepaald door humane visconsumptie en is berekend met een additioneel kankerrisico van 1 op 10^6 per leven, is daarmee het niveau van het Nederlandse VR_{opp} afgedekt.

Maatschappelijke afwegingen in de normen

In het BKMW is vastgelegd dat de milieudoelstellingen voor de goede watertoestand objectief moeten worden onderbouwd volgens de beste wetenschappelijke kennis die voorhanden is. Bij de normstelling voor de verschillende onderdelen van de goede (chemische en ecologische) watertoestand mogen geen maatschappelijke afwegingen worden gemaakt. Maatschappelijke afwegingen komen pas aan de orde wanneer bij het opstellen van de maatregelenprogramma's blijkt dat de effectgerichte milieudoelstellingen niet gehaald kunnen worden (BKMW, 2009). Voor de Europese lijst van prioritaire en prioritair gevaarlijke stoffen die is opgenomen in de EU Richtlijnen en het BKMW, heeft een internationale expertgroep advies gegeven aan de Europese commissie over de hoogte van de normen. Deze adviezen zijn gebaseerd op uitgebreide datasets en grondige dossierevaluatie, en de voorgestelde normen zijn afgeleid volgens Europees vastgestelde methodiek (EC, 2011). In een enkel geval is de Europese commissie bij het vaststellen van de uiteindelijke norm toch afgeweken van het voorstel. Dit geldt bijvoorbeeld voor nikkel, waar de uiteindelijke norm in de herziene Richtlijn prioritaire stoffen 2013/39/EC (zie paragraaf 2.5) een factor twee hoger is dan het oorspronkelijke advies.

Indicatieve normen

De normen in de nationale Regeling monitoring KRW zijn gebaseerd op gedegen onderzoek door het RIVM. Als er bij een nationale normafleiding grote onzekerheid bestaat, bijvoorbeeld door een gebrekkige kwaliteit van de onderliggende studies en/of omdat er te weinig gegevens zijn, kan worden besloten de norm als indicatief te bestempelen. Dit soort normen kan door waterbeheerders worden toegepast voor een indicatieve beoordeling van de waterkwaliteit. In theorie is het mogelijk dat een indicatieve norm in wet- of regelgeving wordt opgenomen, maar voor het nemen van maatregelen of het opleggen van lozingseisen zal bij voorkeur een gedegen norm worden toegepast.

2.5 Wat is de historie van de norm?

Chemische stoffen
Zoals hierboven al is aangegeven zijn de normen in het huidige BKMW afkomstig uit EU Richtlijn prioritaire stoffen 2008/105/EC. Ze zijn in de periode 2002-2005 afgeleid op Europees niveau en een deel is overgenomen uit oudere Europese wetgeving onder Richtlijn 75/440/EEG. De normen voor de herziene Richtlijn prioritaire stoffen 2013/39/EC zijn in de periode 2010-2011 afgeleid door de Europese expert groep. De MKN-waarden in de huidige Regeling monitoring KRW van 2010 zijn tussen 2007 en 2009 afgeleid; de MTR_{opp} die zijn overgenomen uit eerdere regelingen stammen uit de jaren 90 van de vorige eeuw. In de komende herziening van de Regeling monitoring KRW zullen alleen nog MKN-waarden van na 2007 staan, met uitzondering van 4 metalen waarvoor geen nieuwe gegevens beschikbaar waren.

Ecologische kwaliteitselementen
De monitoringsindicatoren die uitwerking geven aan de ecologische toestand staan in de Regeling monitoring KRW en de bijbehorende meetvoorschriften en protocollen in het Besluit vaststelling monitoringprogramma, beide uit 2010 (zie paragraaf 2.1). De huidige maatlatten zijn van toepassing voor toetsing en verantwoording over de lopende planperiode tot 2015. Er zijn in 2012 nieuwe maatlatten voor natuurlijke watertypen ontwikkeld (STOWA, 2012). Deze versie kent een aantal aanpassingen en enkele nieuwe elementen. De nieuwe maatlatten zijn gebruikt voor nieuwe afspraken in de gebiedsprocessen voor de volgende planperiode (2016-2021).

2.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Implementatie herziene Richtlijn prioritaire stoffen
In 2013 is de Richtlijn prioritaire stoffen herzien en het BKMW zal binnen afzienbare tijd op deze nieuwe Richtlijn 2013/39/EC worden aangepast.

MKN-waarden in plaats van MTR_{opp}
Sinds 2007 zijn de nieuw afgeleide normen allemaal JG-MKN en MAC-MKN-waarden en er worden geen MTR_{opp} voor water meer afgeleid. Bij de eerstkomende herziening van de Regeling monitoring KRW zal voor alle stoffen een MKN-waarde in de regeling worden opgenomen en staan er geen MTR_{opp} meer in de Regeling. De MTR_{opp} op de RIVM-webpagina Risico's van Stoffen zijn deels (nog) niet vervangen door nieuwe MKN-waarden en dit gebeurt waarschijnlijk alleen wanneer dit noodzakelijk is. Op dit moment bestaan er dus stoffen met een MTR_{opp} en stoffen met MKN-normen.
Als er voor een stof een MKN nodig is, wordt er ten behoeve van het nationaal stoffenbeleid ook nog steeds een VR_{opp} afgeleid.

Correctie voor biologische beschikbaarheid uitbreiden
De wetenschappelijke theorieën om biologische beschikbaarheid in te bouwen in de normstelling zijn wel aanwezig, maar de methode is tot nog toe alleen voor koper, lood en nikkel uitgewerkt en toepasbaar. Voor andere metalen die op dit moment een (potentieel) probleem zijn voor de waterkwaliteit (bijvoorbeeld zilver, kobalt, lood) zou een dergelijke methode uitkomst bieden bij het toetsen van de normen. Het ontwikkelen van modellen voor deze stoffen zou in internationaal verband moeten worden uitgewerkt.

Multistress
Multistress wordt niet meegenomen in de afleiding van de norm. Multistress kan betrekking hebben op blootstelling aan meer stoffen tegelijk, maar ook op ongunstige omstandigheden door heel andere factoren. De laboratoriumexperimenten waar de meeste normen op zijn gebaseerd, worden uitgevoerd onder standaardcondities die optimaal zijn voor het toetsorganisme. Het is te verwachten dat de effecten van toxische stoffen anders zijn als organismen tegelijkertijd te kampen hebben met hogere, lagere of wisselende temperatuur, voedselschaarste, predatie, etc. (Lydy *et al.*, 1999; Kwok *et al.*, 2009; Pestana *et al.*, 2009; Prato *et al.*, 2006). Subtiele veranderingen in milieuomstandigheden en in de abundantie van sleutelsoorten kunnen leiden tot veranderingen op ecosysteemniveau (Scheffer, 2009). Mede met het oog op de verwachte klimaatverandering zou meer onderzoek moeten worden gedaan naar de invloed van deze (combinatie) van factoren.

Nog niet genormeerde 'nieuwe stofgroepen'
Voor sommige potentieel belangrijke groepen van stoffen, zoals geneesmiddelen, zijn maar heel beperkt normen beschikbaar. Dit is deels een kwestie van tijd doordat in eerste instantie voorrang is gegeven aan het up-to-date maken van de normen voor stoffen uit de Regeling monitoring KRW. Het heeft echter zeker ook te maken met een gebrek aan valide gegevens die als basis voor een normafleiding kunnen dienen. Voor geneesmiddelen zijn er bijvoorbeeld weinig vastgestelde ADI/TDI-waarden, terwijl de aanwezigheid van geneesmiddelen in oppervlaktewater een punt van zorg is in verband met de drinkwatervoorziening. Geneesmiddelen hebben ook invloed op het ecosysteem: er komen steeds meer aanwijzingen dat bijvoorbeeld antidepressiva al bij heel lage concentraties onverwachte effecten hebben op waterdieren[7]. Ook voor andere veel toegepaste 'stofgroepen', zoals nanodeeltjes, microplastics, stoffen in persoonlijke verzorgingsproducten (bijvoorbeeld UV-filters) en zoetstoffen zijn geen normen, terwijl ze wel in het water worden gevonden. Hormoonverstorende werking wordt meegenomen als effect bij het afleiden van de normen, maar er wordt niet systematisch gewerkt aan het afleiden van normen voor stoffen met dit type effecten. Dit heeft uiteraard ook te maken met het feit dat er nog geen eenduidige criteria zijn vastgesteld om een stof als hormoonverstorend te bestempelen.

Indicatief onderbouwde verouderde normen
Zoals hierboven gemeld, heeft Nederland veel MTR_{opp}-waarden die in het verleden zijn afgeleid. Alleen al voor bestrijdingsmiddelen zijn er meer dan 500 normen. Dit zijn voor de overgrote meerderheid indicatieve waarden die op basis van een beperkte dataset zijn afgeleid. Inmiddels is er voor veel stoffen meer informatie beschikbaar en is de methode van normafleiding aangepast aan de KRW-methodiek. Voor een goede inschatting van de waterkwaliteitsproblemen als gevolg van bestrijdingsmiddelengebruik zijn normen nodig die voldoen aan de huidige stand van kennis.

Normen voor ongewenste soorten organismen
De normstelling met een relatie tot humane gezondheid onder de KRW is op dit moment vrijwel helemaal gericht op chemische stoffen. Biologische verontreiniging, bijvoorbeeld het vóórkomen van bepaalde schadelijke bacteriën, wordt wel meegenomen in de normstelling voor oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding, maar zou evengoed effect kunnen hebben op het ecosysteem. Ingewikkeld hierbij is dat soorten die potentieel schadelijk zijn voor mens en dier (bijvoorbeeld blauwalgen) bij het afleiden van ecologisch normen gewoon meetellen als onderdeel van het ecosysteem. Waterkwaliteitsnormen zijn gericht op de bescherming van het hele ecosysteem, en niet op individuele soorten. De gevoeligheid van een 'ongewenste' soort is representatief voor de gevoeligheid van verwante, wel gewenste soorten. Bovendien wordt een soort pas schadelijk als het evenwicht wordt verstoord, daarom hebben alle soorten bescherming nodig. Uitzondering zijn wellicht invasieve soorten, maar in dat geval gaat het meer om de bestrijding van een specifieke soort en niet om een waterkwaliteitsprobleem.

2.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

KRW-normen bieden voldoende bescherming voor visconsumptie
In het nieuwe BKMW worden de waterkwaliteitsnormen uit de vervallen Europese vis- en schelpdierwaterrichtlijnen niet meer opgenomen, uitgezonderd normen voor E. coli. De normen voor chemische stoffen zijn voldoende afgedekt door de huidige normen, waarin visconsumptie wordt meegenomen (zie ook paragraaf 2.4). Als de concentratie van een stof beneden de JG-MKN is, zijn de risico's voor de mens zeer waarschijnlijk zeer klein. Om te beginnen is het in veel gevallen zo dat de JG-MKN is gebaseerd op ecologische effecten en is norm voor de humane route hoger, of niet relevant omdat de stof niet in vis stapelt. Als de JG-MKN wel door de humane route is bepaald, geldt dat de aannames in de berekening zeer worst case zijn voor de Nederlandse situatie. De meeste mensen eten niet dagelijks vis en de hoeveelheid vis die per dag wordt gegeten is veel kleiner dan de 115 gram per dag die in de berekening wordt gebruikt. Een Nederlander eet gemiddeld 17 g vis per dag, het 95^{e} percentiel is 49 gram per dag (Smit *et al.*, 2012). Bovendien komt de vis die wordt gegeten meestal niet uit Nederlandse wateren.

---

[7] Het wetenschappelijke tijdschrift Aquatic Toxicology heeft onlangs een special issue aan dit onderwerp gewijd, zie Aquatic Toxicology 15, 2014

Daarnaast zit er een veiligheidsfactor in de TDI en mag vis maar voor 10% bijdragen aan de totale dagelijkse inname. Voor de stoffen die zich in vis ophopen is er maar een kleine kans dat andere bronnen meer dan 90% bijdragen aan de inname. De stoffen die zich vanuit water in vis stapelen worden meestal makkelijk verwijderd bij zuivering van drinkwater en voor andere voedingsmiddelen bestaan er specifieke productnormen. Als de JG-MKN voor de humane route wordt overschreden, kan in een actuele risicobeoordeling worden bekeken of mensen daadwerkelijk worden blootgesteld via vis uit dat water en zo ja, in welke mate.

Relatie KRW met productnormen voor vis en schelpdieren
Voor zover bekend wordt bovengenoemde actuele risicobeoordeling nu vooral getriggerd door incidenten of wanneer productnormen voor vis of schelpdieren worden overschreden. Voorbeelden zijn een incident bij Schiphol waarbij een stof uit blusschuim (PFOS) vrijkwam. De NVWA heeft destijds afgeraden om vis uit het desbetreffende gebied te eten (VWA, 2008). Een ander voorbeeld is het vangstverbod voor paling uit de Biesbosch vanwege te hoge dioxinegehaltes[8]. Wat verwarrend werkt, is dat bij zo'n actuele risicobeoordeling vanuit voedselveiligheidsoptiek met andere innameberekeningen wordt gewerkt dan onder de KRW. De KRW-berekening leidt tot lagere acceptabele niveaus in vis en schelpdieren en is dus meestal strenger. In de herziene Richtlijn prioritaire stoffen 2013/39/EC zijn daarom voedselconsumptienormen gebruikt in plaats van de standaardberekening bij het afleiden van de normen voor humane blootstelling via vis. Als de KRW-norm is afgeleid ter bescherming van vogels en zoogdieren, kan er nog steeds een discrepantie ontstaan. Dit is bijvoorbeeld het geval voor kwik. Kustwateren in Italië voldoen op basis van metingen in mosselen niet aan de eisen van de KRW, maar de mosselen zijn op basis van Europese wetgeving wel geschikt voor humane consumptie.

Overigens is het de vraag of dit als argument moet worden meegewogen in de norm. Met het invoeren van de KRW-methodiek is het beleidsmatig uitgangspunt dat het water zo schoon moet zijn dat vis uit Nederlands oppervlaktewater zonder problemen moet kunnen worden gegeten.

Literatuur

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J.(2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM rapport 711701025, Bilthoven.

BKMW (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatsblad 15, 2010.

De Werd, H.A.E. en Kruijne, R. (2013). Interpretation of surface water monitoring results in the authorisation procedure of plant protection products in the Netherlands; including a draft protocol for causal analysis. Wageningen, Nederland: Wageningen UR, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. Rapport 2011-02. http://edepot.wur.nl/168761

EC (2011). Technical guidance for deriving environmental quality standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Brussels, Belgium. European Communities.

ECHA (2012). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose[concentration]-response for human health. Helsinki, Finland. European Chemicals Agency.

EG (2000). Kaderrichtlijn water 2000/60/EG http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:nl:HTML

[8] https://zoek.officielebekendmakingen.nl/dossier/32658

EG (2006). Verordening (EG) nr. 1907/2006 van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH).

EZ (2013). Gezonde Groei, Duurzame Oogst. Tweede nota duurzame gewasbescherming periode 2013 tot 2023. http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/rapporten/2013/05/14/gezonde-groei-duurzame-oogst-tweede-nota-duurzame-gewasbescherming.html

Heinis, F. en Evers, C.N. (2007). Toelichting op ecologische doelen voor nutriënten in oppervlaktewateren Handleiding. Utrecht, Nederland: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 2007-18.

IenM (2011). Voortgang beleid t.a.v. Prioritaire Stoffen in Nederland. Brief van de staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu aan de Tweede Kamer, 29 juni 2011. http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/kamerstukken/2011/06/29/voortgang-beleid-t-a-v-prioritaire-stoffen-in-nederland.html

IenM (2013). Circulaire Bodemsanering 2013. Staatscourant 2013 nr. 16675 27 juni 2013.

INFOMIL (2014).http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/handboek-water/wetgeving/waterwet/doelstellingen/waterkwaliteit/

Janssen, P.J.C.M. en Speijers, G.J.A. (1997). Guidance document on the derivation of maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants. RIVM rapport 711701006, Bilthoven.

Kwok, K.W, Leung, K.M., Lui, G.S., Chu, S.V., Lam, P.K., Morritt, D., Maltby, L., Brock, T.C., Van den Brink, P.J., Warne, M.S., Crane, M. (2007). Comparison of tropical and temperate freshwater animal species' acute sensitivities to chemicals: implications for deriving safe extrapolation factors. Integrated Environmental Assessment and Management 3: 49-67.

LNV (2004). Duurzame Gewasbescherming. Beleid voor gewasbescherming tot 2010. Den Haag: Ministerie van LNV.

Lydy, M.J., Belden, J.B., Ternes, M.A. (1999). Effects of temperature on the toxicity of m-parathion, chlorpyrifos, and pentachlorobenzene to Chironomus tentans. Arch Environ Contam Toxicol 37: 542-547.

Pestana, J.L.T., Loureiro, S., Baird, D.J., Soares, A.M.V.M. (2009). Fear and loathing in the benthos: Responses of aquatic insect larvae to the pesticide imidacloprid in the presence of chemical signals of predation risk. Aquat Toxicol 93, 138-149.

Prato, E., Scardicchio, C., Biandolino, F. (2006). Effects of temperature on the acute toxicity of cadmium to Corophium Insidiosum. Environ Monit Assess 136: 161-166.

Scheffer, M. (2009). Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press, Princeton, 384 p.

Smit, C.E., Janssen, M.P.M., Janssen, P.J.C.M., Lijzen J. (2009). Road-map Normstelling. Normafleiding voor genotoxisch carcinogene stoffen. Humaan toxicologische risicogrenzen en het MTR. RIVM rapport 601782027, Bilthoven.

Smit, C.E. en Wuijts, S. (2012).Specifieke verontreinigende en drinkwater relevante stoffen onder de Kaderrichtlijn water. Selectie van potentieel relevante stoffen voor Nederland. RIVM rapport 601714022, Bilthoven.

Smit, C.E., Moermond, C.T.A., Ocke, M., Te Biesebeek, J.D. (2012). Water quality standards related to human exposure in the Water Framework Directive. Considerations on fish consumption and swimming. RIVM rapport 601357011, Bilthoven.

Smit, C.E. (2011). Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau. Gebruik in het Nederlandse milieubeleid. RIVM rapport 601357002, Bilthoven.

STOWA (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water. Utrecht, Nederland: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 2007-32.STOWA (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2015-2021. Amersfoort, Nederland: Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Rapport 2012-31.

STOWA/RIZA (2006). Handreiking MEP/GEP: Handreiking voor vaststellen van status, ecologische doelstellingen en bijpassende maatregelenpakketten voor niet-natuurlijke wateren. STOWA rapport 2006-02/ RIZA rapport 2006.002.

STOWA/RIZA (2007). Getalswaarden bij de Goede Ecologische Toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysischchemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. STOWA rapportnummer 2007-01. RIZA rapportnummer 2007.002

Syncera, Arcadis, VU, UvA (2005) Verkenning argumentatielijnen fasering en doelverlaging (derogaties) Kaderrichtlijn Water. http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/publicaties-krw/publicaties-krw/item_25909/@16710/fasering_en/

Van den Berg, M. en Stuijfzand, S. (2013). Nieuw Europees intercalibratiebesluit over de 'Goede Toestand' volgens de Kaderrichtlijn water.http://www.vakbladh2o.nl/index.php?option=com_easyblog&view=entry&id=55&Itemid=171

Verordening (EG) nr. 1907/2006 van het Europees Parlement en de Raad van 18 december 2006 inzake de registratie en beoordeling van en de autorisatie en beperkingen ten aanzien van chemische stoffen (REACH).

VROM, VenW/LNV (2010). Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Staatscourant 5615.

VROM, VW (2004). Regeling milieukwaliteitseisen gevaarlijke stoffen oppervlaktewateren. Staatscourant 247, 34.

VROM, VW, LNV (2009). Besluit van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, de minister van Verkeer en Waterstaat en de minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit van 6 april 2010, nr. BJZ2010006069, Directie Bestuurlijke en Juridische Zaken, tot vaststelling van het monitoringsprogramma, bedoeld in artikel 13, eerste lid, van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatcourant 5634, 2010.

VW, VROM, LNV (2009). Nationaal Waterplan 2009-2015. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, http://www.rijksoverheid.nl/documenten-en-publicaties/rapporten/2009/12/01/nationaal-waterplan-2009-2015.html

VWA (2008). Advies inzake PFOS in vis afkomstig uit Rijnland. Voedsel en Waren Autoriteit – Buro Risicobeoordeling. Reference VWA/BuR/2008/40127, 12 November 2008.

3
Ratio en onderbouwing normen zwemwater

Auteur: F.M. Schets

3.1 Welke normen zijn er?

Voor zwemwater is er een norm voor fecale verontreiniging (verontreiniging door ontlasting van mens of dier) van oppervlaktewater bedoeld om in te zwemmen. De regelgeving is gebaseerd op de Europese Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG (EG, 2006). Wat betreft de Nederlandse regelgeving is de norm verankerd in de Wet Hygiëne en Veiligheid Badinrichtingen en Zwemgelegenheden (Whvbz) en het bijbehorende Besluit Hygiëne en Veiligheid Badinrichtingen en Zwemgelegenheden (Bhvbz, wetten.overheid.nl). Ten behoeve van de beoordeling van de zwemwaterkwaliteit worden er twee indicatoren gemeten (zogenaamde fecale indicatoren), namelijk Escherichia coli en intestinale enterokokken. Deze indicatoren zijn bepaalde typen bacteriën die in de darmen van warmbloedige dieren en de mens voorkomen en met de ontlasting (feces) worden uitgescheiden. Er wordt gemeten hoeveel kolonie vormende eenheden (kve) er in 100 ml water aanwezig zijn. De aanwezigheid van fecale indicatoren geeft de mogelijke aanwezigheid van fecale ziekteverwekkers aan. Afhankelijk van de hoeveelheid fecale indicatoren is zwemwater in een viertal waterkwaliteitsklassen in te delen: uitstekend, goed, aanvaardbaar en slecht. De klassengrenzen zijn weergegeven in Tabel 1 en 2.

Nederland hanteert naast bovenstaande klassengrenzen grenswaarden voor actuele metingen (individuele monsters). Overschrijding van deze grenswaarden heeft een waarschuwing en een nieuwe bemonstering tot gevolg (voor zover bekend zijn deze grenswaarden niet opgenomen in Whvbz/Bhvbz en worden zij middels een notitie van IenM gecommuniceerd aan provincies en waterbeheerders).

3.2 Wat is het doel van de norm?

Het doel van de Zwemwaterrichtlijn is het behoud, de bescherming en de verbetering van de milieukwaliteit en de bescherming van de gezondheid van de mens, aanvullend op Kaderrichtlijn water 2000/60/EG (aldus

Tabel 1 Klassengrenzen voor binnenwateren (EG, 2006)

	A	B	C	D	E
	Parameter	Uitstekende kwaliteit	Goede kwaliteit	Aanvaardbare kwaliteit	Referentiemethoden voor de analyse
1	Intestinale enterokokken (kve/100ml)	200(*)	400(*)	330(**)	ISO7899-1of ISO7899-2
2	Escherichia coli (kve/100ml)	500(*)	1000(*)	900(**)	ISO9308-3 of ISO9308-1

(*) Gebaseerd op een beoordeling van het 95-percentiel van de microbiologische tellingen van de laatste vier badseizoenen (EG, 2006).
(**) Gebaseerd op een beoordeling van het 90-percentiel van de microbiologische tellingen van de laatste vier badseizoenen (EG, 2006).

Tabel 2 Klassengrenzen voor kustwateren en overgangswateren (EG, 2006)

	A	B	C	D	E
	Parameter	Uitstekende kwaliteit	Goede kwaliteit	Aanvaardbare kwaliteit	Referentiemethoden voor de analyse
1	Intestinale enterokokken (kve/100ml)	100(*)	200(*)	185(**)	ISO7899-1of ISO7899-2
2	Escherichia coli (kve/100ml)	250(*)	500(*)	500(**)	ISO9308-3 of ISO9308-1

(*) Gebaseerd op een beoordeling van het 95-percentiel van de microbiologische tellingen van de laatste vier badseizoenen (EG, 2006).
(**) Gebaseerd op een beoordeling van het 90-percentiel van de microbiologische tellingen van de laatste vier badseizoenen (EG, 2006).

de letterlijke tekst uit de Zwemwaterrichtlijn). De Zwemwaterrichtlijn kent zowel een resultaats- als inspanningsverplichting. De inspanningsverplichting bestaat eruit dat voor zwemlocaties die een slechte waterkwaliteit hebben maatregelen moeten worden genomen, zodat zij in de klasse 'aanvaardbaar' terecht komen. De resultaatverplichting bestaat eruit dat op alle officiële zwemlocaties voldoende metingen worden gedaan, en dat de lidstaten ervoor zorgen dat aan het einde van het badseizoen van 2015 alle zwemwateren ten minste tot de klasse 'aanvaardbaar' behoren. Zij nemen realistische en evenredige maatregelen die naar hun oordeel passend zijn om het aantal als 'uitstekend' of 'goed' ingedeelde zwemwateren te doen toenemen. Dit is de letterlijke tekst uit richtlijn. Voor elk als 'slecht' ingedeeld zwemwater worden met ingang van het badseizoen volgend op dat van de indeling passende beheersmaatregelen genomen, worden de oorzaken van het niet-bereiken van de status 'aanvaardbaar' geïdentificeerd, en worden passende maatregelen genomen om de verontreiniging te minimaliseren en wordt het publiek ingelicht. Indien een zwemwater vijf opeenvolgende jaren als 'slecht' is ingedeeld, wordt een permanent zwemverbod ingesteld of een permanent negatief zwemadvies uitgebracht.
De normen zijn zowel preventief als curatief.
De provincies zijn verantwoordelijk voor handhaving en controle van de zwemwaterkwaliteit op officiële zwemlocaties en communicatie daarover naar het publiek. Bemonstering en onderzoek van zwemlocaties wordt in de praktijk uitgevoerd door of in opdracht van de waterschappen. Resultaten van onderzoek worden na afloop van het zwemseizoen door Rijkswaterstaat verzameld, getoetst en naar Brussel gestuurd en daar verwerkt in een rapportage voor de gehele Europese Unie.

3.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Het beschermingsdoel is gericht op maag-darmklachten bij zwemmers in oppervlaktewater.

3.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Op basis van metingen gedurende een viertal opeenvolgende zwemseizoenen worden officiële zwemlocaties in kwaliteitsklassen ingedeeld. De klassen geven een indruk van de historische waterkwaliteit. Ze geven een indicatie van het risico dat een zwemmer loopt om ziek te worden als hij in een betreffend water gaat zwemmen (bijvoorbeeld lager risico in klasse 'uitstekend' dan in klasse 'aanvaardbaar'). Op deze manier wordt geen inzicht verkregen in de actuele zwemwaterkwaliteit en de normen kunnen dan ook niet als preventief ten aanzien van acute of actuele risico's worden gezien. Enkele epidemiologische studies liggen ten grondslag aan de Zwemwaterrichtlijn (Kay *et al.*, 1994; Wiedenmann *et al.*, 2006). Er wordt niet specifiek gekeken naar gevoelige groepen, meer naar de algemene populatie. Er wordt niet gebruikgemaakt van toxicologische data vanuit dierproeven. Ook wordt geen rekening gehouden met blootstelling vanuit meerdere compartimenten of aan meerdere stoffen of ziekteverwekkers. De huidige in de richtlijn opgenomen normwaarden zijn het resultaat van onderhandelingen binnen de EU.
Hoewel in de Zwemwaterrichtlijn behalve de bescherming van de gezondheid van de mens specifiek de bescherming en verbetering van de milieukwaliteit wordt genoemd, is er geen sprake van ecologisch onderbouwde normen. Wel moeten oppervlaktewateren, los van een eventuele zwemwaterfunctie, voldoen aan de Kaderrichtlijn water. In dit kader zijn ook ecologische richtlijnen gesteld.

3.5 Wat is de historie van de norm?

De huidige Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG dateert uit 2006 en vervangt de eerdere Zwemwaterrichtlijn 76/160/EEG uit 1976 (EEG, 1976).

3.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

De Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG focust voornamelijk op fecale verontreiniging en gaat grotendeels voorbij aan andere mogelijke van nature voorkomende micro-organismen die ook gezondheidsklachten bij zwemmers kunnen veroorzaken, zoals zwemmersjeuk en huid-, oor- en wondinfecties (Schets *et al.*, 2006). Met betrekking tot blauwalgen (cyanobacteriën) geeft de richtlijn aan dat wanneer bloei van blauwalgen optreedt en een gezondheidsrisico is vastgesteld of wordt vermoed, er passende beheersmaatregelen genomen moeten worden ter voorkoming van blootstelling, waaronder publieksvoorlichting. In Nederland wordt daarvoor het 'blauwalgenprotocol' gevolgd (Blauwalgenprotocol, 2012). Dit heeft echter geen wettelijke status en de wetenschappelijke onderbouwing is mager door het ontbreken van kennis ten aanzien van volksgezondheidsrisico's. Onderzoek naar blauwalgen en water overdraagbare ziekteverwekkers zou nuttig zijn. Eerder RIVM onderzoek heeft aangetoond dat ziekteverwekkers die niet uit feces komen voor gezondheidsklachten kunnen zorgen (Schets *et al.*, 2010).
Het implementatietraject van Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG is niet lang geleden afgerond. Er zal naar verwachting een evaluatie van de richtlijn plaatsvinden in 2020.

Voor de mens is nagegaan of de normen voor chemische stoffen in de Kaderrichtlijn water voldoende beschermend zijn als het gaat om opname via de huid of het inslikken van water bij zwemmen. Hiervoor zijn modelberekeningen uitgevoerd voor een aantal stoffen, waaronder gewasbeschermingsmiddelen en industriële chemicaliën. Het nu gebruikte model geeft aan dat er geen risico's zijn te verwachten als gevolg van zwemmen (Smit *et al.*, 2012).

3.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

In water dat in een lage kwaliteitsklasse valt, lopen zwemmers meer risico op het oplopen van maag-darmklachten. Dit risico kan alleen gekwantificeerd worden wanneer bekend is welke ziekteverwekkers aanwezig zijn en in welke concentratie.

Literatuur

Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (2014). http://wetten.overheid.nl/BWBR0003716/geldigheidsdatum_01-07-2014

Blauwalgenprotocol (2012). http://www.helpdeskwater.nl/actueel/@21897/blauwalgen/

EEG (1976). Richtlijn 76/160/EEG van de Raad van 8 december 1975 betreffende de kwaliteit van Zwemwater. Publicatieblad van de Europese Unie 31, 5.2.1976.

EG (2000). Kaderrichtlijn water 2000/60/EGhttp://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:nl:HTML

EG (2006). Richtlijn 2006/7/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG. Publicatieblad van de Europese Unie L64/37, 4.3.2006.

Kay, D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, Z., Shore, R. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. Lancet 344:905-909.

Schets, F.M., Van den Berg, H.H.J.L., Lodder, W.J., Docters van Leeuwen, A.E., de Roda Husman, A.M. (2006). Pathogene micro-organismen in zwemwater in relatie tot indicatoren voor fecale verontreiniging. RIVM rapport 330400001, Bilthoven.

Schets F.M., Van den Berg, H.H.J.L., de Roda Husman, A.M. (2010).Pathogene Vibrio-soorten in Nederlands recreatiewater. Infectieziekten Bulletin 21 (6):188-192.

Smit C.E., Moermond, C.T.A., Ocké, M., te Biesebeek, J.D. (2012).Water quality standards related to human exposure in the Water Framework Directive. Considerations on fish consumption and swimming. RIVM rapport 601357011, Bilthoven.

Wiedenmann A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J.M., Szewzyk, R., Botzenhart, K. (2006). A Randomized Controlled Trial Assessing Infectious Disease Risks from Bathing in Fresh Recreational Waters in Relation to the Concentration of Escherichia coli, Intestinal Enterococci, Clostridium perfringens, and Somatic Coliphages. Environ Health Perspect 114:228-236.

4
Ratio en onderbouwing normen bronnen voor drinkwater: oppervlaktewater

Auteur: J.F.M. Versteegh

4.1 Welke normen zijn er?

Normen voor bronnen drinkwater en juridische verankering
De normen voor bronnen van drinkwater richten zich op oppervlaktewater. Normen voor grondwater als bron voor drinkwater komen in hoofdstuk 5 aan de orde.

De normen voor de bronnen voor drinkwater zijn vastgelegd in het BKMW 2009 (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009, Staatsblad 15, 2010). Deze regelgeving komt voort uit de Europese Kaderrichtlijn water (KRW; 2000/60/EG). In het BKMW 2009 zijn richtwaarden en streefwaarden opgenomen voor oppervlaktewater bestemd voor de productie voor drinkwater. Dit besluit vervangt het besluit BKMO (1983) (Besluit kwaliteitseisen en monitoring oppervlaktewater) dat gebaseerd was op de Europese richtlijn 75/440/EEG.

In de Drinkwaterregeling (Staatscourant nr. 10842, 27 juni 2011) die valt onder de Drinkwaterwet (DWW 2009; Staatsblad 2009, nr. 390) is eveneens een tabel opgenomen met kwaliteitseisen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding voor drinkwater.

Genormeerde stoffen en parameters
De parameters in het BKMW 2009 zijn stoffen die een directe relatie hebben met het zuiveringsproces, zoals temperatuur, zuurgraad, chloride en ammonium, parameters met een gezondheidskundige achtergrond, zoals zware metalen, nitraat en organische stoffen, zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen, pesticiden en microbiologische indicatororganismen. De parameters zijn Europees bepaald en komen uit de EU-richtlijn 75/440/EEG.

De stoffenlijst in de Drinkwaterregeling komt voor een groot deel overheen met de lijst in het BKMW 2009. Een aantal parameters uit het BKMW 2009 is niet overgenomen, omdat deze parameters achterhaald zijn.

Daarentegen zijn er ook parameters opgenomen die niet in het BKMW 2009 staan, omdat deze direct relevant zijn voor de waarborging van de drinkwaterkwaliteit. Tot slot zijn aan de stoffenlijst de zogenaamde signaleringsparameters uit het Drinkwaterbesluit toegevoegd (zie hoofdstuk 5).

4.2 Wat is het doel van de norm?

De normen in het BKMW 2009 zijn bestemd voor de waterkwaliteitsbeheerder. Het doel van de normen is het borgen van de oppervlaktewaterkwaliteit voor de productie van drinkwater. De richtwaarden gelden als een resultaatverplichting en als milieukwaliteitseis. Indien er niet aan kan worden voldaan, moet een beroep worden gedaan op de uitzonderingsmogelijkheden in de KRW. Voor de streefwaarden geldt een inspanningsverplichting. De streefwaarden zijn bedoeld om een duurzame drinkwatervoorziening veilig te stellen. Het beleid moet erop gericht zijn de gewenste waterkwaliteit te halen.

De Drinkwaterregeling is primair bedoeld voor de drinkwaterbedrijven, maar de zorgplicht van de Drinkwaterwet voor de bronnen van drinkwater geldt ook voor de waterkwaliteitsbeheerder. De Drinkwaterregeling bevat milieukwaliteitseisen voor het in te nemen oppervlaktewater. Als niet aan deze normen wordt voldaan, moet het drinkwaterbedrijf dit melden bij de overheid en is er een mogelijkheid om ontheffing te vragen, zodat het water toch kan worden ingenomen.

4.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Het beschermingdoel van de genoemde normen is het borgen van de oppervlaktewaterkwaliteit ten behoeve van de drinkwaterbereiding, gericht op de humane gezondheid.

4.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Onderbouwing normen
De huidige richt- en streefwaarden in het BKMW 2009 zijn van voor 1975 en zullen een bepaalde relatie hebben met de toenmalige drinkwaternormen. Gezien de ouderdom van de normen zal er vaak van voorzorg uitgegaan zijn (drinkwater mag ‘geen’ verontreinigende stoffen bevatten). In het Waterleidingbesluit (dat in 2011 is vervangen door het Drinkwaterbesluit) werden drie zuiveringsklassen onderscheiden, welke afgestemd waren op de toenmalige oppervlaktewaterkwaliteit met bijbehorende zuiveringsinspanning. Het gaat hierbij dus om de mate van zuivering die mogelijk was rond 1975.

In de Drinkwaterregeling zijn enkele parameters (chloride en geleidingsvermogen) aangescherpt ten opzichte van het BKMW 2009, omdat de betreffende waarden te hoog zijn om zonder ingrijpende zuiveringstechnieken drinkwater te kunnen maken.

Wijze van toetsen
De normen uit de huidige BKMW worden getoetst aan de zogenoemde P-92 (92 percentiel). De P-92 betekent dat 92% van de meetwaarden onder de norm moet liggen. Is dit niet zo, dan is er sprake van een normoverschrijding.

4.5 Wat is de historie van de norm?

Zoals hierboven is weergegeven, vormt het BKMW (2009) de implementatie van art. 7 uit de KRW, waarna de toenmalige regeling BKMO (1983) is ingetrokken. De oude normen bleven gehandhaafd. De Kaderrichtlijn water is een EU-richtlijn (KRW 2000/60/EG) die in Nederland door het Ministerie van IenM wordt geïmplementeerd.

4.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Thans wordt het BKMW (2009) herzien. Deze herziening richt zich op de volledige implementatie van art. 7 uit de KRW. De normen worden aangepast aan de huidige standaarden en de drinkwaterwetgeving. Het herzieningsproces betreft op termijn ook de Drinkwaterregeling uit 2011. Hierbij gaat het vooral om beleidsmatige keuzes op basis van de bestaande kwaliteitseisen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater. Omdat het herzieningsproces nog loopt, is er nog geen zicht op de toekomstige invulling van de normen.

4.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

De waterkwaliteit in de bronnen voor drinkwater is niet geschikt voor humane consumptie. Om aan de eisen voor het product drinkwater in het Drinkwaterbesluit te voldoen volgt een zuiveringsproces. Hierdoor worden negatieve effecten op de humane gezondheid voorkomen.

In het RIVM-rapport 'Bescherming drinkwaterbronnen in het nationaal beleid' (Wuijts en Versteegh, 2013) wordt over oppervlaktewater als bron voor drinkwater het volgende geconcludeerd:
- Het drinkwater in Nederland is van goede kwaliteit. Wel is er reden tot zorg over de kwaliteit van de bronnen voor drinkwater. In Nederland wordt 40% van het drinkwater uit oppervlaktewater geproduceerd. Volgens de huidige uitgangspunten van nationaal en internationaal beleid, zoals de Europese Kaderrichtlijn water, moet de kwaliteit van de bronnen zodanig zijn dat het mogelijk is om met eenvoudige technieken drinkwater te produceren. De kwaliteit van het oppervlaktewater voldoet hier niet aan. Dit concludeert het RIVM in een analyse van bestaande rapporten en meetgegevens over de kwaliteit van drinkwaterbronnen;
- De kwaliteit van oppervlaktewater wordt nog directer dan grondwater beïnvloed door menselijk handelen. In de afgelopen decennia is de kwaliteit ervan aanzienlijk verbeterd door emissies vanuit industrie en landbouw te verminderen. Momenteel bestaat de meeste zorg over stoffen die consumenten gebruiken, zoals geneesmiddelen, insecticiden, biociden, cosmetica, brandvertragers en nanodeeltjes. Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) kunnen deze stoffen nog niet goed verwijderen. Daardoor komen ze in het milieu terecht en dus ook in bronnen voor drinkwater. Drinkwaterbedrijven gebruiken steeds geavanceerdere zuiveringstechnieken om deze stoffen te verwijderen. De nog resterende, zeer lage concentraties vormen geen risico voor de volksgezondheid;
- Het gebruik van deze stoffen zal echter in de toekomst verder toenemen als gevolg van de vergrijzing (meer medicijngebruik) en veranderingen in de bevolkingssamenstelling. Ook in dat licht is het van belang de kwaliteit van drinkwaterbronnen te verbeteren. Het RIVM reikt daarom aanbevelingen aan voor het landelijk beleid om de waterkwaliteit effectiever te beschermen. Een voorbeeld is het drinkwaterbeleid beter te verankeren in andere beleidskaders, zoals ruimtelijke ordening en waterbeleid. Door haperingen daarin kunnen momenteel tegenstrijdige functies rondom drinkwaterbronnen ontstaan, die een risico kunnen vormen voor de waterkwaliteit.

Literatuur

BKMO (1983). Besluit kwaliteitseisen en monitoring oppervlaktewater. Staatsblad 606, 1983.

BKMW (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatsblad 15, 2010.

Drinkwaterbesluit (2011). Staatsblad 2011, 293.

Drinkwaterregeling (2011). Staatscourant nr. 10842, 27 juni 2011.

Drinkwaterwet (2009). Staatsblad 2009, nr. 390.

EG (2000). Kaderrichtlijn water (KRW 2000/60/EG).

EEG (1975). Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor productie van drinkwater. 75/440/EEG.

Wuijts, S. en Versteegh, J.F.M. (2013). Bescherming drinkwaterbronnen in het nationaal beleid. RIVM rapport-nummer 609715005/2013, Bilthoven.

5 Ratio en onderbouwing normen bronnen voor drinkwater: grondwater

Auteur: J.F.M. Versteegh

5.1 Welke normen zijn er?

Geen normen voor grondwater voor drinkwater, wel drinkwaternormen
Voor grondwater bestemd voor drinkwater zijn geen normen vastgelegd. Om de kwaliteit van het grondwater te toetsen, worden in de praktijk de normen uit het Drinkwaterbesluit gebruikt (de 'drinkwaternormen'). Dit is een ambtelijke afspraak die is gemaakt ten behoeve van de implementatie van de Kaderrichtlijn water (EG, 2000). De in dit hoofdstuk behandelde drinkwaternormen richten zich niet op verpakt water, zoals gebotteld water. Dit hoofdstuk gaat gezien het bovenstaande over de normen voor drinkwater als product op het leveringspunt en aan het tappunt. Er zijn normen met een directe gezondheidskundige achtergrond en er zijn normen die als indicator dienen.

Juridische verankering drinkwaternormen
De normen voor drinkwater voor consumptie door de mens zijn vastgelegd in het Drinkwaterbesluit (DWB, 2011; Staatsblad 2011, nr. 293). Dit is een Algemene Maatregel van Bestuur behorende bij de Drinkwaterwet (DWW 2009; Staatsblad 2009, nr. 390). In het Drinkwaterbesluit zijn de normen uit de Europese Drinkwaterrichtlijn (98/83/EC) geïmplementeerd. De lidstaten mogen zelf strengere normen stellen dan de EU-normen en ook extra normen als daar volgens het 'stand still'-principe en het voorzorgsbeginsel aanleiding toe is. Nederland heeft dan ook een aantal strengere normen bijvoorbeeld voor trihalomethanen (bijproducten van desinfectie) en chloride en ook extra normen, bijvoorbeeld voor organische microverontreinigingen.

Genormeerde stoffen en parameters
Normen in het Drinkwaterbesluit met een directe gezondheidskundige achtergrond zijn de microbiologische parameters en de chemische parameters als zware metalen, nitraat en organische stoffen, zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen, desinfectiebijproducten en tetra- en trichlooretheen. Onder indicatoren vallen parameters die een relatie hebben met het zuiveringsproces, zoals temperatuur, zuurgraad, chloride en ammonium. Onder indicatoren vallen ook de organoleptische parameters (zoals geur, kleur, ijzer en

mangaan) en alle organische microverontreinigingen waarvoor de algemene norm geldt die bedoeld is voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen in de bronnen voor drinkwater.

5.2 Wat is het doel van de norm?

Doel drinkwaternormen conform de regelgeving
Het doel van de drinkwaternormen is de bescherming van de volksgezondheid door middel van het leveren van drinkwater dat aan de wettelijke kwaliteitseisen voldoet. Voor zover bekend zijn het preventieve normen met als beleidsdoel de bescherming van de volksgezondheid. De drinkwaterkwaliteit wordt getoetst aan de normen conform de regels in het Drinkwaterbesluit. Het Drinkwaterbesluit stelt eisen aan het eindproduct (gezuiverd water).
De normen met een directe gezondheidskundige achtergrond (Tabel I en II van het Drinkwaterbesluit) mogen niet worden overschreden. Dit geldt als een resultaatsverplichting voor de leverancier van drinkwater. Als niet wordt voldaan aan de eisen in Tabel I en/of II, moet direct onderzoek worden uitgevoerd, moeten de toezichthouder en de afnemers worden geïnformeerd en moeten herstelmaatregelen worden getroffen.
Indicatoren (Tabel III van het Drinkwaterbesluit) kennen een soepeler regime: hier dient eerst te worden onderzocht of een overschrijding tot volksgezondheidsrisico's leidt voordat maatregelen verplicht zijn. Als niet wordt voldaan aan de eisen in Tabel III, moet ook direct onderzoek worden uitgevoerd naar de oorzaak en moet de toezichthouder worden geïnformeerd. De toezichthouder beoordeelt of het nodig is de afnemers te informeren en of het nodig is herstelmaatregelen te treffen.

Aanvullend gebruik in de praktijk
In de praktijk wordt een deel van de normen in het Drinkwaterbesluit ook informeel gebruikt door drinkwaterbedrijven om de kwaliteit van het grondwater in de winputten te toetsen, zodat duidelijk is of er problemen zijn te verwachten en of extra zuivering noodzakelijk is. De normen worden gebruikt als streefwaarde om maatregelen gericht op grondwaterbeschermingsgebieden op te baseren.

5.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Het beschermingsdoel van de drinkwaternormen is de gezondheid van de consument van drinkwater (kwaliteit en beschikbaarheid onder andere voor hygiëne). Het gaat hierbij om het voorkómen van kortdurende klachten als gevolg van microbiële verontreinigingen, maar ook om gezondheidseffecten op langere termijn (carcinogene stoffen, zware metalen) en effecten op de beleving van de klant (smaak, geur, kleur). De drinkwaternormen zijn niet gericht op ecologische doelen. Bijkomend facet is dat de consument geen keuze heeft voor wat betreft de levering van drinkwater; de drinkwaterbedrijven hebben een leveringsplicht in een door de overheid toegewezen gebied.

5.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Drinkwaternormen voor stoffen op basis van humane risico's
Humaan-toxicologische normen voor stoffen in drinkwater zijn voor een deel gebaseerd op de WHO-methodiek (Guidelines for Drinking-water Quality), maar er zijn ook veel normen gebaseerd op voorzorg (drinkwater mag 'geen' verontreinigende stoffen bevatten). Ze zijn vervolgens vastgelegd in de EU-Drinkwaterrichtlijn 98/83. Omdat de EU-richtlijn uit 1998 is, is niet de meest recente versie van de WHO-Guidelines gebruikt. De huidige vierde versie dateert uit 2011 (WHO, 2011).

Een belangrijke kanttekening bij de WHO-methodiek is dat voor genotoxische carcinogenen in Nederland het risiconiveau van 10^{-6} per leven (=10^{-8} per jaar) uitgaande van levenslange blootstelling wordt gehanteerd, terwijl de WHO 10^{-5} per leven (=10^{-7} per jaar) hanteert. Nederland kent voor enkele stoffen strengere normen dan de EU. Deze keuze is gebaseerd op het stand still-principe (geen achteruitgang ten opzichte van de situatie op dat moment). Voor niet-genotoxisch carcinogene stoffen en andere stoffen wordt uitgegaan van een veilig niveau (NOAEL: no observed adverse effect level). Bij de berekening van de norm voor drinkwater

wordt rekening gehouden met een bepaald % van de blootstelling via de route drinkwater. Dit percentage is in de huidige WHO-Guidelines default 20%, in voorgaande versies was dit 10%. Overigens kan dit percentage per stof afwijken naar gelang het geschatte aandeel via drinkwater in de totale blootstelling. Voor genotoxische carcinogenen wordt uitgegaan van modelberekeningen en wordt geen rekening gehouden met andere routes. Het voorzorgsprincipe (stoffen horen niet in drinkwater thuis) geldt vooral voor stoffen van antropogene herkomst die als verontreinigingen in de bronnen voor drinkwater voorkomen. Dit is een beleidsmatige keuze, waarbij ook de hoogte van de normen beleidsmatig wordt bepaald. In het DWB is een algemene kwaliteitseis gesteld van 1 microgram per liter voor 'overige antropogene stoffen'. Dit betreft in het algemeen organische microverontreinigingen. Voor stoffen als lood en nitraat is rekening gehouden met de gevoelige groep kleine kinderen en zwangeren. Voor bromaat is de norm een factor 10 hoger gekozen dan op basis van de humaan-toxicologische gegevens zou kunnen. De reden hiervoor is dat bromaat kan ontstaan als gevolg van de toegepaste desinfectiemethode. Het gebruik van deze methode is echter belangrijk om microbiologische risico's te voorkomen. Hiernaast liet de destijds haalbare bepalingsgrens van de meetmethode een strengere norm niet toe.

Microbiologische drinkwaternormen op basis van humane risico's
De microbiologische drinkwaterkwaliteit is gebaseerd op de afwezigheid van indicatororganismen voor fecale verontreiniging (EU-drinkwaterrichtlijn 98/83). Aanvullend wordt in Nederland systematisch het infectierisico berekend voor het drinkwater zoals het de productielocaties verlaat (DWB bijlage A: Tabel I). De microbiologische eisen gaan uit van een infectierisico van minder dan 1 per 10.000 consumenten per jaar voor pathogene index-organismen.

Onderbouwing overige indicatoren
Voor de indicatorparameters gelden zuiveringstechnische en op 'comfort' gerichte aspecten (geur, reuk en smaak).

Wijze van toetsen
Voor bijna alle drinkwaternormen geldt een maximum waarde waarboven actie ondernomen dient te worden. Bij het vaststellen van de norm is geen rekening gehouden met de onzekerheid van de meting. De laboratoria dienen een accreditatie te hebben en gebruik te maken van 'up-to-date' meetmethoden. Als de maximumwaarde wordt overschreden, is de eerste actie een herhaling van de meting.

5.5 Wat is de historie van de norm?

De eerste Waterleidingwet is in 1957 vastgesteld door de Rijksoverheid. Deze is enkele malen herzien. De meest recente is van 2009 (Drinkwaterwet) en 2011 (Drinkwaterbesluit en bijbehorende Ministeriële regelingen). De eerste EU drinkwaterrichtlijn is vastgesteld in 1980 en is in 1998 herzien tot de huidige 98/83/EG.

5.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

De normen uit het Drinkwaterbesluit (2011) zijn voor een groot deel gebaseerd op de EU-Drinkwaterrichtlijn (98/83/EG). De Drinkwaterrichtlijn is aan herziening toe mede omdat de risicobenadering (WHO Drinking water quality guidelines, fourth edition, 2011) bij steeds meer lidstaten wordt toegepast. De risicobenadering houdt in dat er een analyse van de drinkwaterproductie van bron tot tap wordt uitgevoerd, waarbij de risico's worden geïnventariseerd en acties hierop worden gedefinieerd en dat in een continu proces wordt gemonitord en risico's verder worden teruggebracht. De huidige wetgeving is alleen gericht op het eindproduct; de risicobenadering is gericht op het gehele systeem waarin de normen eveneens van kracht zullen zijn. Nederland loopt hier deels op vooruit door de introductie van het kwantitatief microbiologisch infectierisico en de algemene voorzorgparameters. De keuze tot herziening van de EU-drinkwaterrichtlijn is aan de EU, hoewel de lidstaten hierop wel aandringen.

Voor enkele parameters zijn de wetenschappelijke inzichten gewijzigd maar om de in voorgaande paragraaf genoemde reden zijn de normen niet aangepast (lees: verhoogd). Als er vanwege gezondheidskundige

redenen aanleiding is een norm te stellen of de normwaarde te verlagen heeft een lidstaat hiertoe de mogelijkheden. Lidstaten mogen de normwaarden echter niet verhogen (versoepelen).

Ten aanzien van de Nederlandse drinkwaternormen speelt de vraag of de algemene grens voor 'overige antropogene stoffen' van 1 µg/L voldoende is om de risico's van bijvoorbeeld hormoonverstorende stoffen en medicijnen af te dekken. Over de risico's van dit type stoffen wordt steeds meer bekend, maar er zijn ook nog veel onzekerheden en onduidelijkheden.

In het thans lopende herzieningsproces van het BKMW wordt ook aandacht besteed aan grondwater. Of dit zal leiden tot normen voor grondwater bestemd voor drinkwater is nog onduidelijk.

5.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

Doorgaans zijn er geen humane risico's te verwachten bij concentraties beneden de drinkwaternorm. Voor een enkele stof zijn specifieke afspraken gemaakt, bijvoorbeeld voor aluminium voor nierdialysepatiënten. De drinkwaterbedrijven informeren de nierdialysecentra als het aluminiumgehalte boven een bepaalde waarde uitkomt. Deze waarde is lager dan de bestaande norm voor drinkwater.

Bij geringe overschrijding van de drinkwaternorm is er normaliter geen humaan risico. Langdurige en ernstige overschrijdingen komen in de praktijk zelden tot nooit voor vanwege adequate monitoring van het product drinkwater en de drinkwaterbronnen en de nodige maatregelen die kunnen worden genomen.

In het RIVM-rapport 'Bescherming drinkwaterbronnen in het nationaal beleid' (Wuijts en Versteegh, 2013) wordt over grondwater als bron voor drinkwater het volgende geconcludeerd:
- Het drinkwater in Nederland is van goede kwaliteit. Wel is er reden tot zorg over de kwaliteit van de bronnen voor drinkwater. In Nederland wordt 60% van het drinkwater uit grondwater geproduceerd. Volgens de huidige uitgangspunten van nationaal en internationaal beleid, zoals de Europese Kaderrichtlijn water, moet de kwaliteit van de bronnen zodanig zijn dat het mogelijk is om met eenvoudige technieken drinkwater te produceren. Dit is nu het geval voor ongeveer de helft van de grondwaterwinningen in Nederland. De andere helft van de grondwaterwinningen voldoet niet. Dit concludeert het RIVM in een analyse van bestaande rapporten en meetgegevens over de kwaliteit van drinkwaterbronnen;
- Ongeveer de helft van de grondwaterwinningen is beïnvloed door menselijk handelen, zoals landbouw, riolering, industrie en oude bodemverontreinigingen. Volgens data uit het onderzoek is het aantal chemische stoffen dat in het grondwater aanwezig is, veel groter dan de reguliere monitoringsprogramma's aangeven. Deze stoffen worden aangetroffen in concentraties die geen risico vormen voor de volksgezondheid, maar het is wel belangrijk om te monitoren of deze concentraties toenemen.

Literatuur

BKMW (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatsblad 15, 2010.

Drinkwaterbesluit (2011). Staatsblad 2011, 293.

Drinkwaterwet (2009). Staatsblad 2009, nr. 390.

EG (1983). Europese Drinkwaterrichtlijn (98/83/EG).

EG (2000). Kaderrichtlijn water (KRW 2000/60/EG).

Wuijts, S. en Versteegh, J.F.M. (2013). Bescherming drinkwaterbronnen in het nationaal beleid. RIVM rapportnummer 609715005/2013, Bilthoven.

WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition. ISBN 978 92 4 154815 1.

6

Ratio en onderbouwing normen lucht

Auteurs: R.J.M. Maas en P.H. Fischer

6.1 Welke normen zijn er?

De luchtkwaliteitsnormen zijn onder te verdelen in Europese en nationale normen of in wettelijke en niet-wettelijke normen.

1. *Wettelijke normen*, zoals de Europese grenswaarden (die in Nederland zijn opgenomen in de Wet Milieubeheer) en aanvullende nationale wettelijke eisen, zoals de afstandsnorm. Europese grenswaarden vormen een resultaatverplichting;
2. *Niet-wettelijke normen*, zoals Europese streefwaarden, richtwaarden van de WHO of langetermijndoelstellingen die gericht zijn op het vermijden van schade aan gewassen of de natuur (bodem en water), zoals de depositienormen voor stikstof op Natura2000-gebieden. Daarnaast zijn er op nationaal niveau voor tal van stoffen niet-wettelijke luchtkwaliteitsnormen afgeleid die gericht zijn op preventie van risico's. De normen komen overeen met het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR). Conform de definitie zoals geïntroduceerd door het toenmalige ministerie van VROM in 1989, geeft de MTR-waarde aan boven welke concentratie van een stof er onacceptabele negatieve effecten kunnen optreden (ziekte, schade aan de natuur) of waarbij het risico op kanker bij levenslange blootstelling onaanvaardbaar hoog is. Naast MTR-waarden bestaan er VR-waarden die aangeven beneden welke concentratie de risico's verwaarloosbaar zijn. Deze VR-waarden vormen in de Nederlandse wetgeving 'streefwaarden'. MTR en VR dienen te worden beschouwd als preventieve normen (primair gericht op bescherming tegen gezondheidsrisico's)[9]. Het kader voor deze preventieve normen wordt gevormd door het nationale stoffenbeleid en de vergunningverlening. Ten behoeve van de Nederlandse interventiewaarden voor bodem zijn tal van lucht-MTRs

[9] Tegenover de preventieve normen staan de zgn. predictieve normen: normen die een zo goed mogelijke schatting geven van effectdrempels. Het bekendste voorbeeld van een predictieve norm zijn de calamiteitsgrenswaarden (interventiewaarden) die de geschatte drempels aangeven voor respectievelijk géén effect, ernstig effect en sterfte. Het belangrijkste verschil tussen beide categorieën van normen is dat bij preventieve normen grotere veiligheidsmarges in acht genomen worden omdat bij deze normen de nadruk ligt op bescherming.

afgeleid. In het RIVM-rapport van De Jong en Janssen (2010) is een aanzet gegeven tot ordening van de in nationaal kader afgeleide luchtkwaliteitsnormen. Streefwaarden, MTR-niveaus en depositienormen resulteren in inspanningsverplichtingen.

In het vervolg van dit hoofdstuk zullen we eerst de Europese normen bespreken, daarna de nationale luchtkwaliteitsnormen.

Europese luchtkwaliteitsnormen

De Europese luchtvervuiling wordt gelimiteerd door een veelheid aan normen: bindende emissie-eisen aan installaties, apparaten en voertuigen, nationale emissieplafonds en luchtkwaliteitseisen. Voor wat betreft luchtkwaliteitseisen zijn er eisen aan de maximaal toelaatbare concentraties in de buitenlucht (aangeduid als 'grenswaarden') gesteld voor onder meer ozon (O_3), zwaveldioxide (SO_2), stikstofdioxide (NO_2), fijnstof (PM10) en de fijnere fractie van fijnstof (PM2,5) en een aantal metalen en organische stoffen. Daarbij kan het gaan om uurwaarden, dagwaarden en/of jaargemiddelden.

De Europese regelgeving met betrekking tot luchtverontreiniging kent een aantal begrippen:

- **Grenswaarde:** een niveau dat op basis van wetenschappelijke kennis wordt vastgesteld met als doel schadelijke gevolgen voor de menselijke gezondheid en/of het milieu als geheel te vermijden, te voorkomen of te verminderen en dat binnen een bepaalde termijn moet worden bereikt en, wanneer het eenmaal is bereikt, niet meer mag worden overschreden. Overschrijding van de grenswaarde is, behoudens de situaties die expliciet in de richtlijn zijn omschreven, niet toegestaan. Een grenswaarde is een wettelijke resultaatverplichting. Als een lidstaat in gebreke blijft, kan de Europese Commissie een zaak bij het Europese hof aanhangig maken. Desgevraagd kan de Europese Commissie tijdelijke ontheffing (derogatie) verlenen, waarna alsnog aan de grenswaarde moet zijn voldaan.
- **Streefwaarde:** een niveau dat is vastgesteld met het doel om schadelijke gevolgen voor de menselijke gezondheid en/of het milieu als geheel te vermijden, te voorkomen of te verminderen
- en dat voor zover mogelijk binnen een bepaalde termijn moet worden bereikt. Een streefwaarde is op te vatten als een inspanningsverplichting. De EU-streefwaarde wordt in de Nederlandse wet een **richtwaarde** genoemd. In Nederland is de term 'streefwaarde' namelijk gekoppeld aan een niet-wettelijke waarde, die hoort bij het verwaarloosbaar risico niveau.
- **Informatiedrempel:** een niveau waarboven kortstondige blootstelling een gezondheidsrisico inhoudt voor bijzonder kwetsbare bevolkingsgroepen, en voor wie een onmiddellijke en toereikende informatievoorziening noodzakelijk is. Het bevoegd gezag dient bij overschrijding van de informatiedrempel gevoelige groepen via de media te waarschuwen.
- **Alarmdrempel:** een niveau waarboven een kortstondige blootstelling risico's inhoudt voor de gezondheid van de bevolking als geheel, en bij het bereiken waarvan door de lidstaten onmiddellijk stappen dienen te worden ondernomen. Het bevoegd gezag waarschuwt de hele bevolking bij overschrijding van deze drempels.
- **Langetermijndoelstelling:** een niveau dat op lange termijn zou moeten worden bereikt, behalve waar dit niet door proportionele maatregelen kan worden bereikt, met het doel de menselijke gezondheid en het milieu een doeltreffende bescherming te bieden. In tegenstelling tot de streefwaarde wordt bij een langetermijndoelstelling geen jaartal aangegeven.
- **WHO-advieswaarde:** door de WHO geadviseerde luchtconcentraties waarbij de gezondheidseffecten verwaarloosbaar zijn en die uitsluitend op wetenschappelijke informatie en overwegingen zijn gebaseerd. Als geen veilig niveau van blootstelling kan worden aangegeven, geeft de WHO een blootstelling-effectrelatie, zodat een risicoafweging kan worden gemaakt. WHO-advieswaarden zijn formeel richtinggevend voor het Europese luchtbeleid.
- **Kritieke waarden:** depositiewaarden of luchtconcentraties waaronder geen sprake meer is van significante chemische of biologische veranderingen in bodem, water of ecosystemen.

Nationale luchtkwaliteitsnormen

Naast de bovenstaande EU-normen zijn er voor een groot aantal stoffen in Nederland preventieve luchtkwaliteitsnormen vastgesteld, vooral ten behoeve van het nationale stoffenbeleid en de vergunningverlening (de Jong en Janssen 2011). De normen afgeleid voor het nationale stoffenbeleid heten MTR en streefwaarde en komen overeen met het humane Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor lucht en het humane Verwaarloosbaar Risiconiveaus (VR) voor lucht. Bij overschrijding van het MTR is actie nodig. Het verwaar-

Tabel 1 Overzicht van de belangrijkste Europese normen en WHO-advieswaarden.

Stof	Gericht op	Norm	Niveau	Status [1]
Zwaveldioxide (SO_2)	Mens	Daggemiddelde; overschrijding is toegestaan op niet meer dan drie dagen per jaar	125 µg/m³	Grenswaarde [2]
	Mens	Uurgemiddelde; overschrijding is toegestaan op niet meer dan 24 dagen per jaar	350 µg/m³	Grenswaarde [2]
	Mens	Uurgemiddelde; waargenomen gedurende drie opeenvolgende uren in een gebied van minimaal 100 km²	500 µg/m³	Grenswaarde [3]
	Natuur	Wintergemiddelde (van 1 oktober tot en met 31 maart)	20 µg/m³	Grenswaarde [3]
Stikstofdioxide (NO_2)	Mens	Jaargemiddelde	40 µg/m³	Grenswaarde [4]
	Mens	Uurgemiddelde; overschrijding is toegestaan op niet meer dan 18 dagen per jaar	200 µg/m³	Grenswaarde [5]
	Mens	Uurgemiddelde; waargenomen gedurende drie opeenvolgende uren in een gebied van minimaal 100 km²	400 µg/m³	Alarmdrempel [6]
Stikstofoxiden (NO_x)	Natuur	Jaargemiddelde	30 µg/m³	Grenswaarde [7]
Fijnstof (PM_{10})	Mens	Jaargemiddelde	40 µg/m³	Grenswaarde
	Mens	Daggemiddelde; overschrijding is toegestaan op niet meer dan 35 dagen per jaar	50 µg/m³	Grenswaarde
	Mens	Jaargemiddelde	20 µg/m³	WHO-advieswaarde (geen jaar gegeven)
Fijnere fractie van fijnstof ($PM_{2,5}$)	Mens	Jaargemiddelde	25 µg/m³	Grenswaarde (2015)
	Mens	Gemiddelde blootstellingsconcentratie op basis van metingen op stedelijke achtergrond-locaties, jaargemiddelde	20 µg/m³	Grenswaarde (2015) [8]

1) Tussen haakjes het jaar waarin uiterlijk aan de normstelling moet worden voldaan. Indien geen jaartal is vermeld, moet nu al aan de normstelling zijn voldaan.

2) Overschrijding van deze grenswaarde is in Nederland al lange tijd niet meer aan de orde. Zie voor meer informatie onder andere het 'Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2012' (Mooibroek et al., 2013). Zie ook Zwaveldioxide in lucht, 1990-2012 onder de kop 'Normstelling'.

3) Overschrijding van deze grenswaarde is in Nederland al lange tijd niet meer aan de orde. Zie voor meer informatie ook het 'Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2010' (Mooibroek *et al.*, 2011).

4) Nederland heeft uitstel gekregen tot 1 januari 2015; alleen voor de agglomeratie Heerlen-Kerkrade gold het uitstel tot 1 januari 2013. Tot genoemde data geldt in de betreffende gebieden een verhoogde grenswaarde van 60 µg/m³ voor de jaargemiddelde concentratie van stikstofdioxide.

5) Overschrijding van deze grenswaarde is in Nederland al lang niet meer aan de orde. Zie voor meer informatie ook het 'Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2010' (Mooibroek *et al.*, 2011). Zie ook Stikstofdioxide in lucht, 1990-2012 onder de kop 'Concentraties'.

6) Overschrijding van deze grenswaarde is in Nederland al lange tijd niet meer aan de orde. Zie voor meer informatie onder andere het 'Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2010' (Mooibroek *et al.*, 2011).

7) Deze grenswaarde is van toepassing op gebieden met een oppervlak van ten minste 1000 km² die op een afstand van minimaal 5 km van bebouwing, inrichtingen of autosnelwegen zijn gelegen. De Europese luchtkwaliteitsrichtlijn stelt een aantal eisen aan de omvang van natuurgebieden en aan de locatie van monsternemingspunten van stikstofoxiden. Nederland heeft de richtlijn in dit opzicht strikt geïnterpreteerd met als uitkomst dat er in Nederland vrijwel geen natuurgebieden respectievelijk meetlocaties zijn vast te stellen die aan de eisen van de richtlijn voldoen. Natuurgebieden in Nederland waarop de Europese norm voor stikstofoxiden wel van toepassing is, liggen in het uiterste noorden van het land.

8) De blootstellingsconcentratie is de concentratie waaraan de stedelijke bevolking wordt blootgesteld. Voor 2020 geldt een maximale gemiddelde blootstellingsconcentratie van 18 µg/m³ als streefwaarde.

Tabel 1 Overzicht van de belangrijkste Europese normen en WHO-advieswaarden (vervolg).

Stof	Gericht op	Norm	Niveau	Status [1]
Fijnere fractie van fijnstof ($PM_{2,5}$) (vervolg)	Mens	Blootstellingsvermindering op basis van metingen op stedelijke achtergrond-locaties over de jaren 2009 tot en met 2011 respectievelijk over de jaren 2018 tot en met 2020, jaargemiddelde	0-20% (15% vermindering voor Nederland)	Streefwaarde (2020)
	Mens	Jaargemiddelde	20 µg/m³	Streefwaarde (2020)
	Mens	Jaargemiddelde	10 µg/m³	WHO-advieswaarde (geen jaar gegeven)
Benzeen (C_6H_6)	Mens	Jaargemiddelde	5 µg/m³	Grenswaarde
Koolmonoxide (CO)	Mens	Hoogste voortschrijdend 8-uurgemiddelde	10.000 µg/m³	Grenswaarde
Ozon (O_3)	Mens	Hoogste voortschrijdend 8-uurgemiddelde per dag; overschrijding is toegestaan op niet meer dan 25 dagen per jaar; gemiddeld over drie jaar	120 µg/m³	Streefwaarde (2010)
	Mens	Uurgemiddelde	180 µg/m³	Informatiedrempel voor matige smog
	Mens	Uurgemiddelde	240 µg/m³	Alarmdrempel voor ernstige smog
	Mens	Hoogste voortschrijdend 8-uurgemiddelde per dag; overschrijding is niet toegestaan; per kalenderjaar	120 µg/m³	Langetermijndoelstelling (geen jaar gegeven)
	Natuur	AOT40 [9], gemiddeld over vijf jaar	18.000 µg/m³.uur	Streefwaarde
	Natuur	AOT40 [9], gemiddeld over mei tot en met juli	6.000 µg/m³.uur	Langetermijndoelstelling (geen jaar gegeven)
Arseen (As)	Mens	Jaargemiddelde	6 ng/m³	Streefwaarde (2013)
Cadmium (Cd)	Mens	Jaargemiddelde	5 ng/m³	Streefwaarde
Lood (Pb)	Mens	Jaargemiddelde	0,5 µg/m³	Grenswaarde
Nikkel (Ni)	Mens	Jaargemiddelde	20 ng/m³	Streefwaarde (2013)
Benzo(a) pyreen[10]	Mens	Jaargemiddelde	1 ng/m³	Streefwaarde (2013)

[9] AOT40= 'Accumulated exceedance Over a Threshold' of 40ppb, ofwel de geaccumuleerde overschrijding van een drempelwaarde van 40 ozonmoleculen per miljard moleculen. 40 ppb komt overeen met een concentratie van 80 µg/m³

[10] Benzo(a)pyreen geldt als indicator voor alle polycyclische aromatische koolwaterstoffen.

Bron: http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0237-Nationale-luchtkwaliteit%3A-overzicht-normen.html?i=14-65 Zie deze website voor verdere achtergrondinformatie.

loosbaar risiconiveau vormt een richtwaarde voor de lange termijn.
De nationale MTR-waarden voor lucht worden in de praktijk vaak aangeduid als TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht). In specifieke gevallen worden door het RIVM op ad-hocbasis TCLs afgeleid. Het gaat dan om niet-genormeerde stoffen die worden aangetroffen in omgevingslucht van omwonenden bij bedrijven of in andere milieu gerelateerde blootstellingsituaties. Vergelijkbare normen met de TCLs zijn bijvoorbeeld de WHO Air Quality Guidelines en de Reference Concentrations (RfCs) van de US-EPA.

Afstandsgrenzen
Een andere specifiek Nederlandse luchtkwaliteitsnorm betreft de zogenaamde afstandsgrens waarbij de plaatsing van gevoelige bestemmingen getoetst moet worden aan de luchtkwaliteitsgrenswaarden. Bij de vestiging van kinderopvang, scholen en zieken-, verzorgings- en verpleeghuizen dient rekening gehouden te worden met de afstand tot drukke wegen, omdat kinderen, zieken en ouderen over het algemeen gevoeliger zijn voor luchtverontreiniging. In het besluit Gevoelige Bestemmingen Luchtkwaliteitseisen staat gespecificeerd dat dit geldt voor een afstand van minder dan 300 meter vanaf de rand van een rijksweg, of minder dan 50 meter vanaf de rand van een provinciale weg, en geldt voor nieuwbouw of verbouw. Het staat gemeenten vrij, ook buiten de plaatsen waar de grenswaarde wordt overschreden, eigen afstandsgrenzen voor gevoelige bestemmingen toe te passen. In Amsterdam wordt daarvan bijvoorbeeld gebruikgemaakt.

6.2 Wat is het doel van de norm?

Europese luchtkwaliteitsnormen
Doel van EU-grenswaarden en -streefwaarden is de bescherming van de mens en de natuur. Bij de huidige grenswaarden zijn nog steeds duidelijk gezondheidseffecten en veranderingen in de natuur waarneembaar. De luchtbeleidstrategie van de EU is erop gericht de blootstelling de komende decennia terug te brengen tot een niveau waarbij de risico's voor mens en natuur niet meer significant zijn. Daartoe wordt periodiek geëvalueerd of de technische mogelijkheden een betaalbare verdere emissiereductie mogelijk maken. Het is nog niet zeker of deze strategie de komende jaren zal uitmonden in aanscherping van grenswaarden voor fijnstof, zeker omdat veel lidstaten in gebreke zijn gebleven bij het voldoen aan de bestaande grenswaarde. Op dit moment gaat de aandacht meer uit naar verlaging van de gemiddelde blootstellingsconcentratie via aanscherping van de nationale emissiereductieverplichtingen en van de emissie-eisen aan voertuigen, installaties en apparaten. Verlaging van de gemiddelde blootstelling vormt een kosteneffectievere manier om gezondheidsbaten te realiseren dan aanscherping van de grenswaarden.

De belangrijkste elementen in de richtlijn 2008/50/EG (Verankerd in de Wet van 11 oktober 2007 tot wijziging van de Wet milieubeheer luchtkwaliteitseisen) zijn:
- De normen uit de oude richtlijn blijven van kracht. Daarnaast zijn normen en meetverplichtingen voor de fijnere fractie van fijnstof, PM2,5 opgenomen. Nieuw daarbij is ook de aanpak om de gemiddelde stadsachtergrondconcentratie van PM2,5 te reguleren. Dit is bedoeld om de blootstelling van mensen aan fijnstof, naast de beperking van lokale hoge concentraties langs bijvoorbeeld straten en wegen, grootschalig terug te dringen;
- De richtlijn geeft de mogelijkheid voor uitstel van het voldoen aan grenswaarden, de zogeheten derogatie. De lidstaat moet dan aannemelijk maken dat na afloop van de uitsteltermijn wél aan de grenswaarden zal worden voldaan. Voor fijnstof (PM10) was uitstel tot in 2011 mogelijk; voor stikstofdioxide (NO_2) tot 2015;
- De richtlijn regelt expliciet de aftrek van fijnstof afkomstig van natuurlijke bronnen bij de vaststelling van overschrijdingssituaties. Sinds 2005 werd in Nederland de bijdrage van zeezout al buiten beschouwing gelaten bij de vaststelling van overschrijdingen van de grenswaarden voor fijnstof. Overigens is bij de vaststelling van de blootstellings-responsrelatie wel rekening gehouden met de bijdrage van fijnstof uit natuurlijke bronnen;
- In 2009 heeft de Europese Commissie Nederland derogatie voor de jaargemiddelde concentratie van stikstofdioxide en fijnstof (PM10) verleend op basis van het Nationaal Samenwerkingsprogramma Lucht. Voor PM10 werd daarmee het voldoen aan de grenswaarde verschoven naar 11 juni 2013. Voor stikstofdioxide moet Nederland nu uiterlijk 1 januari 2015 aan de grenswaarde hebben voldaan. Een uitzondering vormt de agglomeratie Heerlen/Kerkrade (daar was de problematiek minder omvangrijk, waardoor meer uitstel niet nodig werd geacht). Tot genoemde data geldt in de betreffende gebieden een tijdelijk verhoogde grenswaarde van 60 $\mu g/m^3$ voor de jaargemiddelde concentratie van stikstofdioxide.

In de richtlijn is een artikel opgenomen dat beschrijft waar de normen ter bescherming van de volksgezondheid op moeten worden gehandhaafd. Zo is handhaving niet nodig op plaatsen waar toegang voor het algemene publiek verboden is, en waar geen permanente bewoning is. Het gaat om bedrijfsterreinen of terreinen van industriële inrichtingen, waarop alle relevante bepalingen met betrekking tot gezondheid en veiligheid op het werk gelden, en op de rijbaan en de middenberm van wegen (tenzij voetgangers normaliter toegang tot de middenberm hebben). Daarnaast is bij de uitwerking in de Nederlandse wetgeving op basis van de EU-richtlijn het begrip 'toepasbaarheid' uitgewerkt voor situaties waarin mensen op 'niet-relevante' wijze worden blootgesteld. Daarbij gaat het bijvoorbeeld om kortdurende blootstelling bij bushaltes of op fietspaden.
Zoals in vorige paragraaf is beschreven, geven de grenswaarden, streefwaarden en langetermijndoelstellingen de verplichte of beoogde milieukwaliteit aan. Als grenswaarden worden overschreden dienen gemeenten een plan op te stellen om de luchtkwaliteit te verbeteren. Gemeenten hebben diverse opties voor maatregelen, zoals het instellen van een milieuzone, waarbinnen alleen schonere voertuigen zijn toegestaan, een verhoging van parkeertarieven, normering van de maximum snelheid of het doen van infrastructurele investeringen (zoals aanbesteding van schoon openbaar vervoer, aanleg van fietspaden of uitbreiding van het aantal oplaadpunten voor elektrische voertuigen). Dezelfde typen maatregelen zijn denkbaar om de gemiddelde blootstelling van de bevolking in een stad te verlagen.

Nationale luchtkwaliteitsnormen
De Nederlandse MTRs (TCLs) en VRs voor lucht zijn gericht op preventie van risico's voor de gezondheid en het milieu. Deze luchtkwaliteitsnormen kunnen naast directe beoordeling van de luchtkwaliteit ook worden gebruikt als invoerwaarde in de risicobeoordeling/rekensystematiek voor bodem en water. In specifieke gevallen worden ze gebruikt als toetswaarde voor de risicobeoordeling van praktische blootstellingssituaties door het RIVM of door de GGD. Ze spelen ook een rol bij de Nederlandse vergunningverlening, met name in het kader van de Nederlandse Emissierichtlijn Lucht (NeR, 2002). Sommige van deze normen zijn specifiek voor vergunningverlening afgeleid via een versnelde procedure (in gevallen waar geen bestaande waarden beschikbaar bleken) (de Jong en Janssen, 2011). Overschrijding van deze beleidsmatig vastgestelde normen kan gevolgen hebben voor de vergunningverlening. In de 'vierde tranche' van het Activiteitenbesluit (onderdeel van de Omgevingswet) wordt het normatieve deel van de Nederlandse Emissierichtlijn Lucht (NeR, 2002) ondergebracht in het Activiteitenbesluit.

6.3 Wat is het beschermingsdoel van de normen?

Het doel van de normen vormt bescherming van de humane gezondheid, het voorkómen van schadelijke effecten op ecosystemen, flora en fauna (door verzuring, vermesting, ozonblootstelling en cumulatie van zware metalen en persistente stoffen) en van schade aan gewassen, houtopbrengst en gebouwen. Daarbij gaat het onder meer om schade aan gewassen en bossen door ozon, en om de effecten van stikstof op het verlies aan plantensoorten en verzuring van bodem en meren (zie: Europese Commissie, 18 december 2013, Impact Assessment accompanying the Clean Air Programme for Europe, pagina 51).

Nationale luchtkwaliteitsnormen
De nationale luchtnormen (MTR, VR) hebben eveneens tot doel bescherming van de humane gezondheid en het milieu.

6.4 Hoe zijn de normen onderbouwd?

Stoffen en gezondheidseffecten
Blootstelling aan fijnstof vormt de belangrijkste veroorzaker van de gezondheidseffecten van verontreiniging van de buitenlucht. Daarna komen dioxine en ozon als oorzaak. Verontreinigingen komen voor in alle bewoonde gebieden. Ozon wordt onder invloed van zonlicht in de lucht gevormd uit stikstofoxiden, koolwaterstoffen en koolmonoxide. Fijnstof in de lucht is het gevolg van directe uitstoot door menselijke activiteiten, natuurlijke bronnen en vorming van secundaire aerosolen door omzetting van SO_2, NO_x, NH_3 en koolwaterstoffen. Fijnstof is een mengsel van verschillende stoffen, zoals elementair koolstof ('roet'), organisch

koolstof (zoals PAKs en andere reactieve organische verbindingen), (reactieve) zware metalen (onder meer afkomstig van slijtage van remmen en banden), ultrafijne deeltjes en siliciumverbindingen. Anorganische stoffen, zoals zeezout, ammoniumsulfaat en –nitraat, maken ook een belangrijk aandeel uit van de totale fijnstofconcentratie.

De rol van stikstofdioxide als veroorzaker van gezondheidseffecten bij niveaus zoals zij nu voorkomen in de buitenlucht, is nog onderwerp van discussie. Stikstofdioxide werd gezien als een goede indicator voor luchtverontreiniging afkomstig van verkeer, waarvan onderdelen wel oorzakelijk geassocieerd zijn met gezondheidseffecten. De gezondheidsrisico's van stikstofdioxide lijken geringer dan die van fijnstof en ozon. De laatste jaren neemt het aantal studies toe dat suggereert dat stikstofdioxide ook bij de huidige buitenluchtluchtniveaus zelf oorzakelijk geassocieerd is met gezondheidseffecten.
Voor elementair koolstof en organisch koolstof bestaan geen aparte luchtkwaliteitsnormen. De blootstellingsreductie voor deze stoffen wordt op indirecte wijze bereikt met de algemene blootstellingsreductie aan fijnstof.

In het fijnstofmengsel wordt in toenemende mate vooral de reactieve roetfractie gezondheidskundig relevant gevonden. De WHO wijst erop dat in verkeersrijke (stedelijke) gebieden het luchtkwaliteitsbeleid vooral gezondheidswinst kan opleveren als het beleid zich richt op het terugdringen van de roetfractie, bijvoorbeeld door milieuzonering of specifieke emissie-eisen. Mogelijk zijn secundaire fijnstofaerosolen vanuit gezondheidskundig oogpunt minder relevant, maar die fractie is uit oogpunt van de natuurbeschermingsoptiek (verzuring, vermesting) wel weer belangrijk.

Europese luchtkwaliteitsnormen

De in 2008 vastgestelde Europese luchtkwaliteitsnormen zijn indirect afgeleid met behulp van de gezondheidskundige advieswaarden voor luchtkwaliteit (Air Quality Guideline values, AQGs) van de WHO (WHO, 2000; WHO 2005). De meeste recente WHO AQGs staan in Tabel 2 hieronder. Deze WHO-advieswaarden zijn bedoeld om te helpen bij het maken van keuzen voor de numerieke waarden van een norm. Aangezien voor onder meer ozon en fijnstof vanuit epidemiologisch onderzoek geen aanwijzingen zijn voor een concentratie waaronder helemaal geen negatieve gezondheidseffecten optreden, wordt elke norm (ook de advieswaarden van de WHO) een risicoafweging. Immers elke keuze, behalve nul, gaat uit van het accepteren van een zekere belasting voor de volksgezondheid die wordt afgewogen tegen andere zaken. Bij de vertaling naar luchtkwalititeitsnormen spelen namelijk ook de technische haalbaarheid en politieke en economische aspecten een rol. Een WHO-advieswaarde is niet één-op-één vergelijkbaar met de EU-grenswaarde. Bij de vaststelling van de grenswaarden komen al deze technologische, economische en politieke aspecten aan bod.

Voor de belangrijkste componenten van het in stedelijke gebieden gebruikelijke luchtverontreinigingsmengsel (PM10, PM2,5, ozon en in mindere mate stikstofoxiden) zijn de relaties tussen blootstelling en gezondheidsrisico gebaseerd op berekende associaties tussen luchtkwaliteit en (afgenomen) levensverwachting c.q.

Tabel 2 Herziene WHO advieswaarden

Verontreinigende stof	Gemiddelde tijd	WHO advieswaarde ($\mu g/m^3$)
Fijnstof, $PM_{2.5}$	1 jaar	10
	24 uur (99e percentiel)	25
Fijnstof, PM_{10}	1 jaar	20
	24 uur (99e percentiel)	50
Ozon, O_3	8 uur, dagelijks maximum	100
Stikstof dioxide, NO_2	1 jaar	40
	1 uur	200
Zwavel dioxide, SO_2	24 uur	20
	10 min	500

Bron: Krzyzanowski and Cohen, 2008.

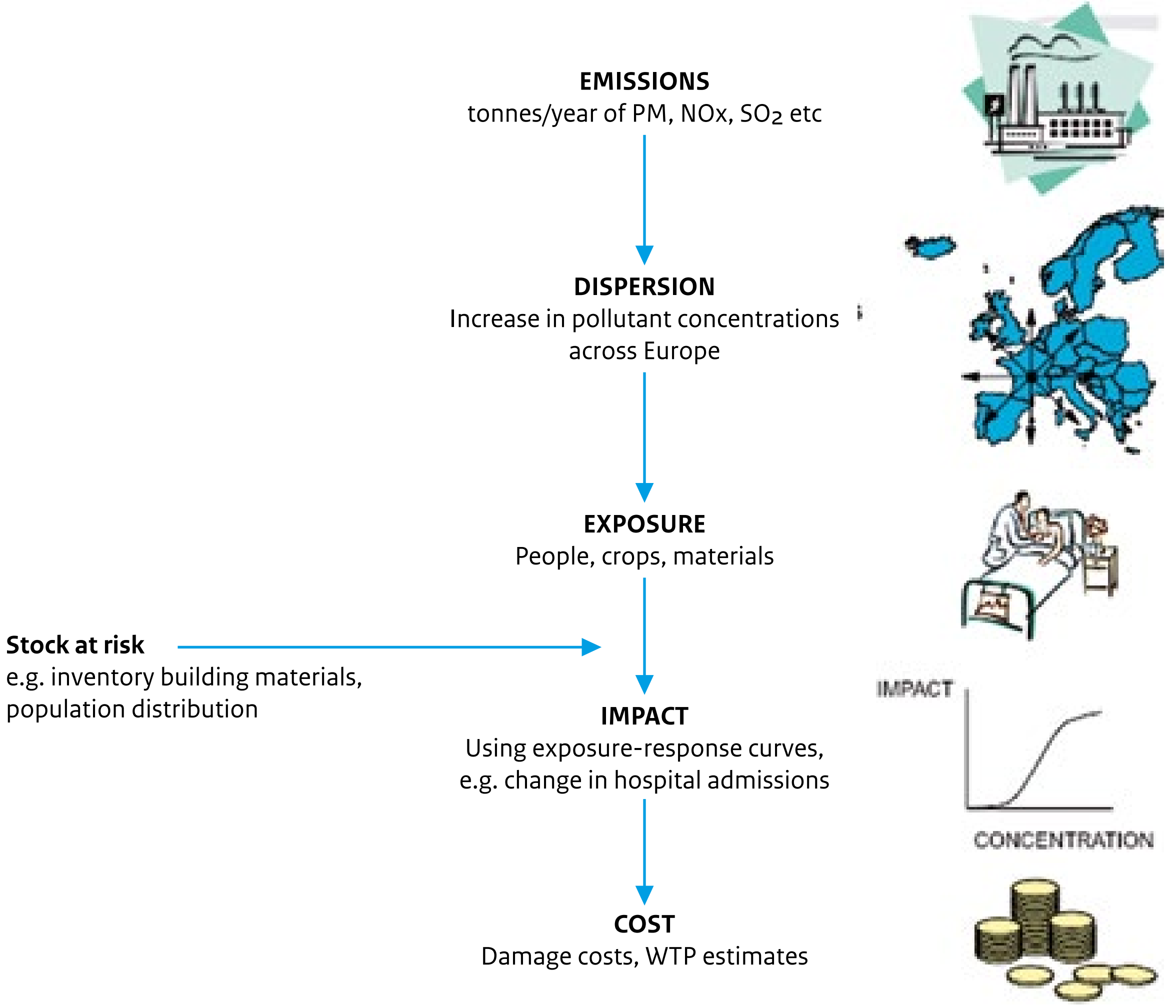
gezondheidsklachten (epidemiologie), waarbij klinisch en toxicologisch onderzoek aanvullende kennis verschaft over de (werkings)mechanismen die tot de gezondheidseffecten leiden (de causaliteit en plausibiliteit van de associaties).

Voor $PM_{2,5}$ geldt dat er vanaf het laagste onderzochte niveau (ongeveer 8 µg $PM_{2,5}/m^3$) effecten gevonden worden. Ook in de meest recente update van de literatuur (WHO, 2013, Review on evidence of health aspects of air pollution – the REVIHAAP project) is geconcludeerd dat er geen niveau voor fijnstof is vast te stellen waaronder in het geheel geen effecten zullen optreden.

De Europese grenswaarden zijn expliciet gebaseerd op een combinatie van concentratie-responsrelaties en technische, politieke en economische afwegingen. Het gebruikte raamwerk is weergegeven in Figuur 1. Daarbij wordt gekeken hoeveel emissiereductie nodig is om te kunnen voldoen aan de normen, hoeveel dat gaat kosten voor de verschillende landen en wat de baten zijn voor gezondheid, ecosystemen, en dergelijke. Bij een zogenaamde impact-analyse wordt vervolgens ook gekeken naar gevolgen voor de concurrentiekracht van sectoren en de werkgelegenheid. In een iteratief proces, waarbij verschillende directoratengeneraal van de Europese Commissie, lidstaten en het Europees Parlement betrokken zijn, wordt vervolgens een aanvaardbaar compromis tussen economische, ecologische en gezondheidsbelangen bereikt.

Via het GAINS-model van het International Institute for Applied System Analyses worden de verspreiding en humane en niet-humane effecten van Europese emissiescenario's doorgerekend. Het Coordination Centre for Effects (dat bij het RIVM is gehuisvest) ondersteunt het vaststellen van de no-effectlevels en dosis-res-

Figuur 1 Raamwerk voor het bepalen van kosten en baten van luchtbeleid (IIASA, 2010).



ponsrelaties van de ecosysteemeffecten. Het International Co-operative Programme on materials berekent de invloed van de luchtkwaliteit op corrosie van metalen en aantasting van kunststof en kalksteen en schat in om hoeveel gebouwen, bruggen en dergelijke het in de verschillende landen gaat.

Grenswaarden, nationale emissieplafonds en emissie-eisen aan apparaten en voertuigen zijn afgeleid van gekozen beleidsambities voor gezondheid (zoals een vermindering van de vroegtijdige sterfte door blootstelling aan fijnstof van menselijke oorsprong), bescherming van natuurgebieden (behoud van biodiversiteit in Natura-2000-gebieden) en vermindering van economische schade aan landbouw, bosbouw en materialen.

In het algemeen geldt dat de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging bij alle blootgestelden kunnen optreden. Kinderen, ouderen en personen met bestaande luchtweg- of hartvaatziekten zijn echter gevoeliger voor de effecten van luchtverontreiniging. Bij de duiding van de epidemiologische onderzoeken door de WHO en de door de WHO opgestelde advieswaarden wordt impliciet rekening gehouden met deze gevoelige groepen. Hierbij wordt aangenomen dat de gevoelige groepen onderdeel waren van de onderzochte populaties waarop de epidemiologische resultaten gebaseerd zijn.

Nationale luchtkwaliteitsnormen
Nationale luchtkwaliteitsnormen in de vorm van MTRs zijn afgeleid volgens een internationaal gebruikelijke standaardwerkwijze waarbij onder andere wordt gebruikgemaakt van standaard assessment-factoren (ook wel onzekerheids- of veiligheidsfactoren genoemd). Zoals gezegd zijn de MTRs te beschouwen als preventieve normen. Deze preventieve normen zijn gebaseerd op dier- en/of humaan experimenteel toxicologisch onderzoek. Aangezien het gezondheidsprobleem door de desbetreffende stoffen wordt vermeden (de norm is preventief) is er, in tegenstelling tot bijvoorbeeld bij fijnstof (waar de huidige concentraties tot significante effecten leiden) logischerwijs weinig epidemiologisch bewijs te leveren. Conform de definitie zoals ontwikkeld door het toenmalige ministerie van VROM, komt voor niet-carcinogene stoffen het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) voor de luchtkwaliteit overeen met de toelaatbare dagelijkse inademing. Het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) ligt honderd maal lager. Voor genotoxische carcinogenen is het MTR-niveau afgeleid van een extra jaarlijks kankerrisico van 1 op de miljoen personen bij levenslange blootstelling (ofwel een jaarlijkse kans op overlijden van 10^{-6}) en het VR-niveau van een extra jaarlijks kankerrisico van 1 op de 100 miljoen personen bij levenslange blootstelling (10^{-8}).

De methode zoals gebruikt bij het afleiden van MTRs voor lucht op nationaal niveau, verschilt overigens niet van de werkwijze zoals gebruikt bij de ontwikkeling van de eerder genoemde EU-luchtnormen voor onder andere benzeen, cadmium, arseen en nikkel. De methode voorziet in beoordeling van alle toxicologische informatie. Voor stoffen waarvoor veel epidemiologische gegevens beschikbaar zijn (zoals voor benzeen, cadmium, arseen, nikkel) zal in principe een veel betrouwbaarder normstelling mogelijk zijn dan voor stoffen waarvoor alleen proefdiergegevens beschikbaar zijn (zoals voor de meerderheid van de in het nationale stoffenbeleid beoordeelde stoffen).

6.5 Wat is de historie van de norm?

Europese luchtkwaliteitsnormen
De WHO stelt op basis van internationale wetenschappelijke kennis vast bij welke concentraties schadelijke gevolgen voor de menselijke gezondheid en/of het milieu als geheel zijn te voorkomen, te verhinderen of te verminderen. Inzichten in de onderdelen van luchtverontreiniging die gezondheidsproblemen veroorzaken en in blootstellingsresponsrelaties zijn de afgelopen decennia regelmatig gewijzigd. Zo was in de jaren zeventig de aandacht vooral gericht op grovere stofdeeltjes (TSP) en roet (black smoke) als 'boosdoeners'. In de jaren tachtig kregen zwaveldioxide (SO_2), stikstofdioxide (NO_2) en ozon meer accent, onder meer als gevolg van het verzuringsbeleid. In de jaren negentig domineerde fijnstof met een diameter van kleiner dan 10 micrometer (PM10) het beleidsproces en sindsdien gaat het debat vooral over de vraag wat de meest verdachte fractie daarvan is. In de afgelopen 10 jaar was PM2,5 (fijnstof met een (aerodynamische) diameter van minder dan 2,5 micrometer) op advies van de WHO het meest relevant, niet in de laatste plaats vanwege het antropogene karakter, en dus meer beïnvloedbaar door beleid.

Sinds december 2004 is de Richtlijn 2004/107/EG van het Europees Parlement en de Raad betreffende arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de lucht van kracht. In de genoemde richtlijn worden jaargemiddelde streefwaarden gemeld voor de concentraties in de buitenlucht van arseen, cadmium, nikkel en benzo(a)pyreen.
Sinds juni 2008 is de luchtkwaliteitsrichtlijn 2008/50/EG van de Europese Unie (EU) van kracht. Deze richtlijn bevat grenswaarden en streefwaarden voor de concentraties van een aantal stoffen in de buitenlucht ter bescherming van de mens en de natuur. Het gaat om de gasvormige componenten benzeen, koolmonoxide, ozon, stikstofdioxide, stikstofoxiden en zwaveldioxide en om de deeltjesvormige luchtverontreiniging fijnstof (PM10), de fijnere fractie van fijnstof (PM2,5) en lood aanwezig in deeltjes. Richtlijn 2008/50/EG is in de plaats gekomen van de Kaderrichtlijn luchtkwaliteit (uit 1996). De EU-normen zijn via de Wet milieubeheer (luchtkwaliteitseisen) geïmplementeerd in de Nederlandse wetgeving.

Sinds 2008 zijn de Europese grenswaarden niet gewijzigd. De Europese Commissie heeft in december 2013 in het Programma Schone Lucht voor Europa (COM(2013) 918 final) doelstellingen geformuleerd voor de reductie van de blootstelling. De grenswaarden zelf worden daarbij niet aangescherpt. De vermindering van de blootstelling van de bevolking wordt ondersteund door Europese emissie-eisen aan nieuwe voertuigen en installaties, producteisen (bijvoorbeeld voor oplosmiddelen) en de reductieverplichtingen voor nationale emissies. Al deze normen zijn resultaatsverplichtingen.

In de door de Europese Commissie voorgestelde aanscherping van de Nationale emissierichtlijn (Europese Commissie, 2013a) zijn emissiereductieverplichtingen voor landen geformuleerd voor zwavelverbindingen, stikstofoxiden, ammoniak, vluchtige organische koolwaterstoffen en primair fijnstof (PM2,5). Die reducties gelden voor de periode 2005-2030. Landen dienen hiervoor reductieprogramma's op te zetten, waarbij met name de aanpak van bronnen aandacht behoeft die niet onder de Richtlijn Industriële Emissies vallen (zoals landbouwbedrijven en kleine vuurhaarden). De Europese Commissie heeft zelf voorstellen gedaan voor aanscherping van de emissie-eisen van nieuwe voertuigen en (middelgrote) stookinstallaties. De voorstellen zullen in de loop van 2014 in de Europese Raad en het Europees Parlement worden besproken.

Nationale luchtkwaliteitsnormen
Vanaf de periode 1985-1990 zijn voor een groot aantal stoffen MTRs en VRs voor lucht afgeleid. Aanvankelijk gebeurde dit als onderdeel van het programma van RIVM-Basisdocumenten, maar later vooral in het kader van het RIVM-project voor interventiewaarden voor bodem en van het project Integrale Normstelling (INS). Ook op ad-hocbasis zijn MTRs voor lucht afgeleid, deels via de versnelde procedure ten behoeve van de vergunningsverlening in de NeR. In een RIVM-rapport door de Jong en Janssen (2010) is een aanzet gegeven tot ordening van de in nationaal kader afgeleide luchtnormen.

6.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Europese luchtkwaliteitsnormen
Vooralsnog stelt de WHO dat er weliswaar aanwijzingen zijn om te kijken naar bepaalde gezondheidsrelevante onderdelen van fijnstof, zoals roet, maar dat de bewijzen nog niet overtuigend genoeg zijn om deze onderdelen van fijnstof apart te reguleren (Janssen et al, 2011). Voor verkeersrijke situaties wordt wel aanbevolen roet als indicator te gebruiken om de gezondheidseffectiviteit van (verkeers)maatregelen te beoordelen en te duiden. Analyses voor de Europese Commissie tonen aan dat de maatregelen die nodig zijn om de PM2,5-emissies (in tonnen) terug te dringen ook een sterke bijdrage leveren aan de vermindering van de emissie van elementair en organisch koolstof en van het aantal stofdeeltjes. Door toepassing van roetfilters verwacht de Europese Commissie dat de emissie van elementair koolstof uit het verkeer tot 2030 met 99,9% zal afnemen (http://gains.iiasa.ac.at/gains/emissions.EUN/index.menu?pollutant=PM).

De discussie welke van de genoemde onderdelen van fijnstof het meeste gevaar voor de gezondheid oplevert, is dan ook nog niet afgerond. De WHO gaat er - bij gebrek aan gegevens - vooralsnog vanuit dat de meeste verbindingen even gevaarlijk zijn, maar stelt wel dat vermindering van de blootstelling aan reactieve koolstofverbindingen (uit verbrandingsprocessen) speciale aandacht verdient, zeker in verkeersrijke, stedelijke locaties (Janssen et al, 2012; WHO, 2013). Voor roet, elementair koolstof en organisch koolstof

bestaan geen aparte Europese luchtkwaliteitsnormen. De blootstellingsreductie voor deze stoffen lift wel sterk mee met de algemene blootstellingsreductie aan fijnstof. In het REVIHAAP-rapport (WHO, 2013) wordt wel aangegeven dat bepaalde fijnstofcomponenten, zoals (zee)zout en water, zeker niet tot de meest schadelijke delen behoren. Daarnaast heerst er nog veel onduidelijkheid over mogelijke effecten van 'wind blown dust', inclusief Saharazand, en ook over de biologische delen van fijnstof, zoals virussen, schimmels, bacteriedelen, slijtage emissies (banden, remmen, wegdek) en ultrafijnstof.

Er is geen consensus over de causaliteit van de associaties tussen stikstofdioxide en gezondheidseffecten. Stikstofdioxide wordt nu in ieder geval gebruikt als een stof waarmee je op basis van de concentraties de effecten kan voorspellen en berekenen. Er is de laatste jaren zeer weinig onderzoek gedaan naar de causaliteit van deze relaties. In het REVIHAAP-rapport wordt gemeld dat er aanwijzingen zijn dat stikstofdioxide rond de norm ook zelf gezondheidsschade kan veroorzaken. Ten aanzien van normen voor kortdurende blootstelling adviseert de WHO in het REVIHAAP-rapport om te kiezen van een 1 uurs-gemiddelde en zij acht een 24-uursgemiddelde dan overbodig. Gezien de hoge correlatie tussen bijvoorbeeld het jaargemiddelde fijnstof en het jaargemiddelde stikstofdioxide is het statistisch moeilijk te bepalen of stikstofdioxide zelf leidt tot effecten op langere termijn.

Op dit moment is de US-EPA bezig met een uitgebreid onderzoek naar de gezondheidsrisico's van stikstofdioxide. De WHO werkt aan een nieuwe 'systematic review' voor de relaties tussen gezondheidseffecten en diverse luchtverontreinigingscomponenten.

Momenteel loopt er in Europa discussie of het beleid niet kosten-effectiever kan worden gemaakt als het zich meer zou richten op nog kleinere deeltjes (ultrafijnstof, nanodeeltjes, dus niet veel groter dan enkele tienden van een micrometer, zie RIVM, 2013) of op specifieke chemische stoffen, zoals de deeltjes die afkomstig zijn van verbrandingsprocessen, zoals reactieve organische koolstofverbindingen en elementair koolstof *(black carbon)*. Maar ook emissies van deeltjes die vrijkomen bij slijtage van remmen, banden en wegdek, en emissies van zoönosen vanuit megastallen, worden wel verdacht genoemd. In Europa worden nieuwe ontwikkelingen gereviewd door de WHO. Deze kunnen leiden tot aanpassing van de norm, en/of het nemen van aanvullende maatregelen.

Recentere studies indiceren ook allerlei andere effecten van luchtverontreiniging, zoals leerachterstand, Alzheimer en laag geboortegewicht (WHO, 2013). Bij een volgende update van de WHO Air Quality Guideline values zullen deze studies ook meegenomen worden in de evaluatie.

Nationale luchtkwaliteitsnormen

Zoals gezegd zijn de nationale luchtnormen steeds afgeleid op een internationaal geaccepteerde wijze waarbij gebruik wordt gemaakt van standaard assessmentfactoren, dan wel standaard risicoberekening (voor genotoxisch carcinogenen). Deze standaard werkwijze is over de tijd heen op enkele punten bijgesteld en verbeterd. Daarnaast geldt ook dat vaker dan vroeger bij kwantitatieve analyse epidemiologische gegevens kunnen worden gebruikt in de normafleiding. Op basis hiervan zou een actualisering van luchtkwaliteitsnormen op basis van gewijzigde inzichten kunnen plaatsvinden met een betere onderbouwing. Voor veel lucht-MTRs zal een hernieuwde beoordeling waarschijnlijk leiden tot een andere uitkomst. Overigens zou dat gezien de aard van de wijzingen in de standaardmethode niet altijd hoeven te leiden tot verlaging van luchtkwaliteitsnormen (verhoging is in bepaalde gevallen ook goed mogelijk).

6.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

EU-luchtkwaliteitsnormering

De grenswaarden voor de luchtkwaliteit bieden niet de garantie dat er geen gezondheidseffecten zullen optreden wanneer er aan voldaan wordt. In feite is vooral bij fijnstof, ozon, lood en benzeen nog steeds sprake van een saneringsuitdaging voor de gezondheidsbescherming en vormen zij in de terminologie van de Urgentienota Milieuhygiëne (1972) "interim normen". In het 7^{e} Milieu Actie Programma van de Europese Commissie is als doelstelling opgenomen om uiteindelijk ook voor deze stoffen de blootstelling terug te brengen tot een niveau waarbij geen significante risico's voor gezondheid en natuur meer zullen optreden.

Voor PM2,5 wordt daarvoor illustratief de WHO-richtwaarde van 10 µg/m³ gebruikt. Het streven is er op gericht de grenswaarden in de toekomst aan te scherpen. Periodiek wordt in VN- en EU-verband geëvalueerd of technische en maatschappelijke ontwikkelingen een betaalbare aanscherping van de grenswaarden mogelijk maken.

De huidige Europese grenswaarden voor fijnstof vormen dus geen veilig niveau waaronder geen effecten zullen optreden. Een verlaging van de concentratie boven de norm geeft evenveel vermindering van de risico's als eenzelfde verlaging in gebieden die onder de norm zitten. Alleen gaat het in het laatste geval om veel meer blootgestelden.

Het Europese luchtbeleid is er op gericht uiteindelijk een beschermingsniveau te bereiken waarbij geen significante nadelige effecten optreden voor mens, natuur of materialen. Hoe snel die situatie bereikt kan worden is afhankelijk van de economische en technologische mogelijkheden. Periodiek worden kosten-batenanalyses uitgevoerd om te bezien of aanscherping van het luchtbeleid acceptabel zou kunnen zijn. Daarbij kan ook worden gekeken naar de kosteneffectiviteit van luchtmaatregelen ten opzichte van andere beleidsmaatregelen om de gezonde levensverwachting te verlengen (zoals rookverboden of campagnes voor gezonde voeding of meer bewegen).

De Europese grenswaarden voor luchtverontreiniging kunnen dus niet gezien worden als gezondheidskundige drempelwaarden, maar vormen een compromis tussen wat vanuit gezondheidsperspectief wenselijk is, wat economisch haalbaar is en wat technisch mogelijk is. Bij de huidige niveaus, ook al zijn deze onder deze grenswaarden, worden er effecten gezien, met name effecten op de luchtwegen en effecten op hart en bloedvaten. Wetenschappers kunnen wel aangeven bij welke concentraties welke gezondheidsrisico's zullen optreden en wat de kosten zijn om bepaalde numerieke waarden te realiseren. Maar het vaststellen van een (tijdelijke) grenswaarde blijft een politiek-beleidsmatige keuze.

De meeste gezondheidsbaten zijn te behalen door verlaging van de jaargemiddelde blootstelling van de bevolking. In Nederland leven volgens de laatste NSL-monitoringsrapportage circa 10.000 mensen in gebieden (zoals drukke straten) waar de grenswaarden van fijnstof of stikstofdioxide worden overschreden. Die mensen leven – zeker als er ook sprake is van hoge roetconcentraties – zeker drie maanden korter dan mensen in andere delen van het land. Het oplossen van dit soort knelpunten kan hoge kosten met zich meebrengen. Het merendeel van de 17 miljoen inwoners woont in gebieden waar geen sprake is van normoverschrijding van de grenswaarden. De meeste gezondheidswinst lijkt in Nederland te behalen door verminderde blootstelling van die 17 miljoen inwoners. Vanuit het oogpunt van gelijkheid zou eventueel bekeken kunnen worden of de gezondheidsrisico's van hoog blootgestelden op een andere wijze zijn te compenseren, bijvoorbeeld door verbetering van het binnenmilieu.

Naar schatting leidt de huidige luchtkwaliteit voor wat betreft fijnstof voor de gemiddelde Nederlander tot een verkorting van de gemiddelde levensverwachting met 7 maanden (Bron: Europese Commissie, 2013b). Naar schatting is 2-3% van alle vroegtijdige sterfte en ziektelast toe te schrijven aan de huidige luchtkwaliteit (Hänninen en Knol, 2011). Qua ordegrootte is die bijdrage vergelijkbaar met meeroken, ongezond eten, gebrek aan beweging en alcoholgebruik. Met het door de Europese Commissie voorgestelde beleid zal de gemiddelde blootstelling aan (antropogeen) fijnstof tussen 2005 en 2030 ongeveer halveren, waarmee het verlies aan levensverwachting in Nederland kan worden teruggebracht tot circa 4 maanden.

In diverse studies is een verhoogd risico op vroegtijdige sterfte gevonden na dagen met verhoogde niveaus fijnstof en ozon, en is aangetoond dat jarenlange blootstelling aan verhoogde niveaus luchtverontreiniging leidt tot meerdere maanden levensduurverlies. Deze studies zijn ook in Nederland uitgevoerd met resultaten die overeen kwamen met resultaten van vergelijkbare studies in het buitenland. Recent heeft IARC buitenlucht als kankerverwekkend geclassificeerd (IARC, 2013).

Omdat er bij elk luchtverontreinigingsniveau in de omgevingslucht een deel van de bevolking negatieve gezondheidseffecten zal ondervinden, zullen dus ook onder de desbetreffende normen al gezondheidseffecten optreden. Voor de EU is in 2013 geschat wat de omvang van een aantal gezondheidseffecten als gevolg van heersende luchtverontreinigingsniveaus is. Dit is weergegeven in Tabel 3. Hierbij is het uitgangspunt dat

Tabel 3 Schattingen van de omvang van gezondheidseffecten in de hele EU-28 als gevolg van heersende fijnstof- (PM10) en ozonconcentraties in 2010.

Effect	Unit	Substance	Number
Acute Mortality (all ages)	Premature deaths	Ozone	26.525
Chronic Mortality (all ages)*	Life Years lost	PM	4.030.653
Infant Mortality (0-1 yr)	Premature deaths	PM	1.829
Chronic Bronchitis (27 yr+)	Cases	PM	316.685
Bronchitis in children (6-12 years)	Cases	PM	6.231.812
Respiratory Hospital Admissions (all ages)	Cases	PM	142.243
Respiratory Hospital Admissions (>64 yrs)	Cases	Ozone	19.117
Cardiovascular Hospital Admissions (>18 yrs)	Cases	PM	108.989
Cardiovascular Hospital Admissions (>64 yrs)	Cases	Ozone	86.279
Restricted Activity Days (all ages)	Days	PM	436.351.761
Astma symptom days (5-19 years)	Days	PM	11.290.673
Lost working days (15-64 years)	Days	PM	121.378.612
Minor Restricted Activity Days (MRADs all ages)	Days	Ozone	108.845.140

*These rows represent alternative measures of the same effect on mortality, and hence are not additive.
Bron: Europese Commissie, 2013b

de concentraties kunnen dalen tot nul. Dit is niet reëel en daarom zullen de getallen in Tabel 3 in werkelijkheid lager liggen (afhankelijk van de te behalen achtergrondconcentratie).

Zo wordt voor de hele EU geschat dat er jaarlijks 26.525 mensen voortijdig overlijden door kortdurende ozonblootstelling. Blootstelling aan fijnstof leidde in 2010 in Europa tot een verlies aan levensverwachting met gemiddeld 6-7 maanden. In Nederland wordt geschat dat circa 1000 personen per jaar voortijdig overlijden door ozon en dat er jaarlijks circa 2000 personen overlijden door kortdurende blootstelling aan hogere PM10 niveaus (http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0340-Gezondheidseffecten-van-fijn-stof-en-ozon.html?i=18-128). Met het voorgestelde Programma Schone Lucht voor Europa kan het verlies aan levensverwachting in Nederland worden teruggebracht van 7 maanden in 2010 tot 4 maanden in 2030.

Nationale luchtnormering

De nationaal afgeleide MTRs voor lucht hebben nadrukkelijk geen formele haalbaarheidsafweging. Het algemene uitgangspunt binnen het nationale risicobeleid is dat bij overschrijding van het MTR interventie nodig is. Op basis hiervan is bijvoorbeeld bij interventiewaarden voor bodem die blootstelling als grens voor interventie gekozen (de humaan-toxicologische interventiewaarde) waarbij de blootstelling precies gelijk is aan het MTR. Het MTR voor lucht is daarbij een van de kritische invoerparameters (naast het orale MTR). Ook bij andere blootstellingen via het milieu is voor lucht het MTR de primaire toetswaarde. Waar het MTR wordt overschreden, is dit reden voor maatregelen om de blootstelling te reduceren. Soms is nadere analyse van de betekenis van de overschrijding nodig, inclusief de duur van de overschrijding, en wordt zo goed als mogelijk aangeven wat de gevolgen zullen zijn van de (meestal tijdelijke) overschrijding.

Literatuur

Europese Commissie, 2013a, Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC (COM(2013) 920 final).

Europese Commissie, 2013b, Impact Assessment accompanying the Clean Air Programme for Europe.

Hänninen, O. en Knol, A. (2011). European perspectives on environmental burden of disease. Estimates for nine stressors in six European countries, Helsinki: National Institute for Health and Welfare.

IARC (2013). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 109. Outdoor air pollution. Lyon: International Agency for Research on Cancer.

IIASA (2010), EC4MACS Interim Assessment Report

Janssen, N.A., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., Van Bree, L., Ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B., Cassee, F.R. (2011). Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM10 and PM2.5. Environ Health Perspect. 2011 Dec; 119(12):1691-9.

Janssen, N.A.H., Gerlofs-Nijland, M.E, Lanki, T., Salonen, R.O., Cassee, F., Hoek, G., Fischer, P., Brunekreef, B., Krzyzanowski, M. (2012). Health effects of Black Carbon. WHO (Regional Office for Europe), Kopenhagen, Denemarken, 2012, ISBN: 978 92 890 0265 3.

De Jong, F.M.W. en Janssen, P.J.C.M. (2010). Road-map Normstelling: Luchtnormen geordend. RIVM Rapport nr. 601782026, Bilthoven.

De Jong, F.M.W. en Janssen, M.P.M. (2011). Luchtnormen voor 31 prioritaire stoffen: Road-map Normstelling. RIVM Report 601357003, Bilthoven.

Krzyzanowski M. en Cohen A. (2008). Update on WHO air quality guidelines. Air Quality and Atmospheric Health, 2008, 1:7–13, Bilthoven.

NeR (2002). http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/ner/digitale-ner/).

RIVM (2013).http://www.rivm.nl/Documenten_en_publicaties/Algemeen_Actueel/Brochures/Milieu_Leefomgeving/Ultrafijn_stof_en_gezondheid.

VROM (1989). Omgaan met Risico's. De risicobenadering in het milieubeleid. Tweede Kamer Vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr, 5.

VROM (2004). (Inter)nationale Normen Stoffen. Den Haag, Ministerie van VROM.

WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, second edition.World Health Organization, Copenhagen. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf.

WHO (2005). Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005. http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf?ua=1.

WHO (2013). http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf.

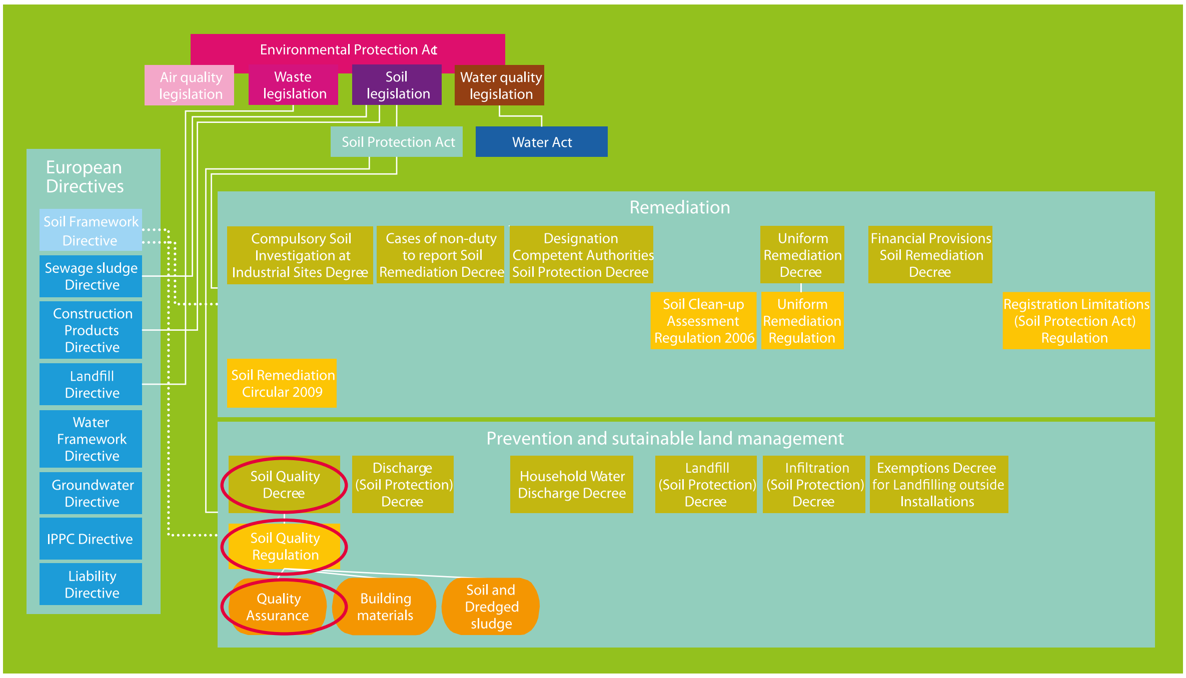
7
Ratio en onderbouwing normen bodem en grondwater vanuit nationaal kader

Auteurs: P.F. Otte, J.M. Wezenbeek, L.A. Osté (Deltares) en F.A. Swartjes

7.1 Welke normen zijn er?

Inleiding
Figuur 1 geeft een schematisch overzicht van de belangrijkste milieuwetten en de plaats van de wet- en regelgeving voor bodem. Dit hoofdstuk betreft de normen voor bodem en grondwater. Dit is inclusief normen voor grond, bagger en waterbodem. Voor grondwater gaat het alleen om de normen op basis van de nationale wetgeving. Hoofdstuk 8 behandelt de normen voor grondwater op basis van Europese regelgeving (de drempelwaarden). Er is door de Europese Commissie gewerkt aan een European Soil Framework Directive, maar deze is op 22 mei 2014 definitief teruggetrokken.
In Figuur 1 is aangegeven in welke wet- en regelgeving de normen voor bodem en grondwater zijn verankerd. Deze notitie betreft de volgende normen: achtergrondwaarden bodem, interventiewaarde bodem, maximale waarden wonen, maximale waarden industrie, streefwaarden grondwater, interventiewaarden grondwater, maximale waarden klasse A en klasse B (deze heet ook 'interventiewaarde waterbodem'), maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie op het aangrenzend perceel, maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie in zoute wateren en maximale waarden grootschalige toepassingen.
De bodemnormen zijn verankerd in de Wet bodembescherming (Wbb). De wetgeving voor het uitvoeren van ingrepen in de waterbodem is ondergebracht in de Waterwet. Vanuit de Waterwet wordt de waterbodem als integraal onderdeel gezien van het watersysteem. Daarom zijn er geen separate normen voor de waterbodem, maar wordt de waterbodem indirect beoordeeld. Zowel in het emissiebeheer (Handboek Immissietoets; IenM, 2011) als bij het opstellen van stroomgebiedsbeheerplannen (Handreiking beoordelen waterbodems (IenM, 2010) wordt beoordeeld in hoeverre de waterbodem bijdraagt aan de waterkwaliteit. Formele normen zijn er alleen voor het toepassen en verspreiden van grond en bagger in oppervlaktewater. De normen voor toepassen en verspreiden in oppervlaktewater zijn opgenomen in het Besluit bodemkwaliteit. Tevens wordt de interventiewaarde waterbodem (getalsmatig gelijk aan de maximale waarde klasse B) als norm gebruikt in het Besluit lozen buiten inrichtingen voor het vergunnen van lozingen tijdens baggerwerkzaamheden en als norm in de Waterbodemimmissietoets. Omdat waterbodemnormen zijn opgenomen

Figuur 1 Overzicht van de wet- en regelgeving voor bodem (VROM, 2010).



in het Besluit bodemkwaliteit, wordt de normering voor waterbodems in dit hoofdstuk meegenomen. Dit hoofdstuk geeft inzicht in het doel van de verschillende normen, de toepassing, het handelingsperspectief en de beschermingsniveaus. Daarnaast worden enkele verbeteringsopties besproken.

Veel verschillende normen en veel beschikbare informatie

Het (water)bodembeleid kent veel verschillende normen en enkele risicobeoordelingssystemen. Een overzicht van het stelsel en de onderbouwing daarvan is te vinden in 'Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk' (SenterNovem, 2007a). In het rapport NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM, 2008) is de onderbouwing van de bodemnormen (uitgezonderd de grondwaternormen) beschreven. Naar verwachting verschijnt in 2014 een geactualiseerde versie van dit rapport. Informatie over de onderbouwing van de grondwaternormen is te vinden in het rapport Normen voor de (grond)waterkwaliteit (Grontmij, 2013). De technisch-wetenschappelijke afleiding van de bodem- en grondwaternormen is beschreven in een flink aantal RIVM rapporten, zie hiervoor onder meer Lijzen *et al.* (2001) en Swartjes *et al.* (2013). Kortom: de onderbouwing van de bodemnormen is tot in detail vastgelegd. Dit hoofdstuk beperkt zich tot de hoofdlijnen met een focus op de risico's voor de gezondheid van de mens.

De door het Rijk vastgestelde normen staan in 'Achtergrondwaarden en maximale waarden voor grond en baggerspecie. Bijlage B', behorende bij hoofdstuk 4 van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007a) en in de Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013 (IenM, 2013).

De Regeling Bodemkwaliteit (Rbk) maakt enerzijds onderscheid in de herkomst van het materiaal (grond of bagger), maar de normen zijn vooral gericht op de plek waar het materiaal wordt hergebruikt: de bodem en de bodem onder het oppervlaktewater, oftewel: de waterbodem. Daarnaast zijn er enkele specifieke kaders, zoals de grootschalige toepassingen, verspreiden van baggerspecie in zout water en verspreiden van baggerspecie op het aangrenzend perceel. Alle normen zijn gedefinieerd voor standaardbodem. De volgende normen zijn opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit:

a) Achtergrondwaarden: bij regeling van Onze Ministers vastgestelde gehalten aan chemische stoffen voor een goede bodemkwaliteit, waarvoor geldt dat er geen sprake is van belasting door lokale verontreinigingsbronnen. Deze norm geldt zowel voor bodems als voor waterbodems.
b) Maximale waarden bodemfunctieklasse wonen en Maximale waarden bodemfunctieklasse industrie.

c) Maximale waarden klasse A en klasse B (= interventiewaarde waterbodem) voor het toepassen van grond en baggerspecie in oppervlaktewater en voor de bodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam waarop grond of baggerspecie wordt toegepast (waarden voor een standaardbodem, in mg/kg ds).
d) Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie op het aangrenzend perceel.
e) Maximale waarden voor verspreiden in oppervlaktewater (voor zoet water gelden de maximale waarden klasse A; voor zout water gelden de maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie in zoute wateren).
f) Maximale waarden grootschalige toepassingen op of in de bodem.
g) Maximale emissiewaarden en emissietoetswaarden.

De normen gericht op het verspreiden van grond en baggerspecie op het aangrenzende perceel (d) of in zoet of zout water (e), de normen voor het toepassen van grond en bagger in zogenaamde grootschalige bodemtoepassingen op of in de landbodem of de waterbodem (f) en de maximale emissiewaarden en emissietoetswaarden (g) worden hier verder buiten beschouwing gelaten. Dit geldt ook voor normen voor het infiltreren van water in het Infiltratiebesluit bodembescherming (VROM, 1993) en voor het lozen van water op of in de bodem in het Activiteitenbesluit Milieubeheer (VROM, 2007b) en in het Besluit lozen buiten inrichtingen (IenM, 2011).

In de Circulaire bodemsanering (IenM, 2013) staan de normen die zich richten op bodem/grond- en grondwaterverontreiniging:
a) Streefwaarden grondwater (voor metalen twee lijsten: voor ondiep en voor diep grondwater).
b) Interventiewaarden: bij regeling van Onze Ministers vastgestelde generieke waarden die aangeven dat bij overschrijding sprake is van potentiële ernstige vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft, als bedoeld in artikel 36 van de Wet bodembescherming:
   - interventiewaarden bodemsanering (grond) en indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging;
   - interventiewaarden grondwater.

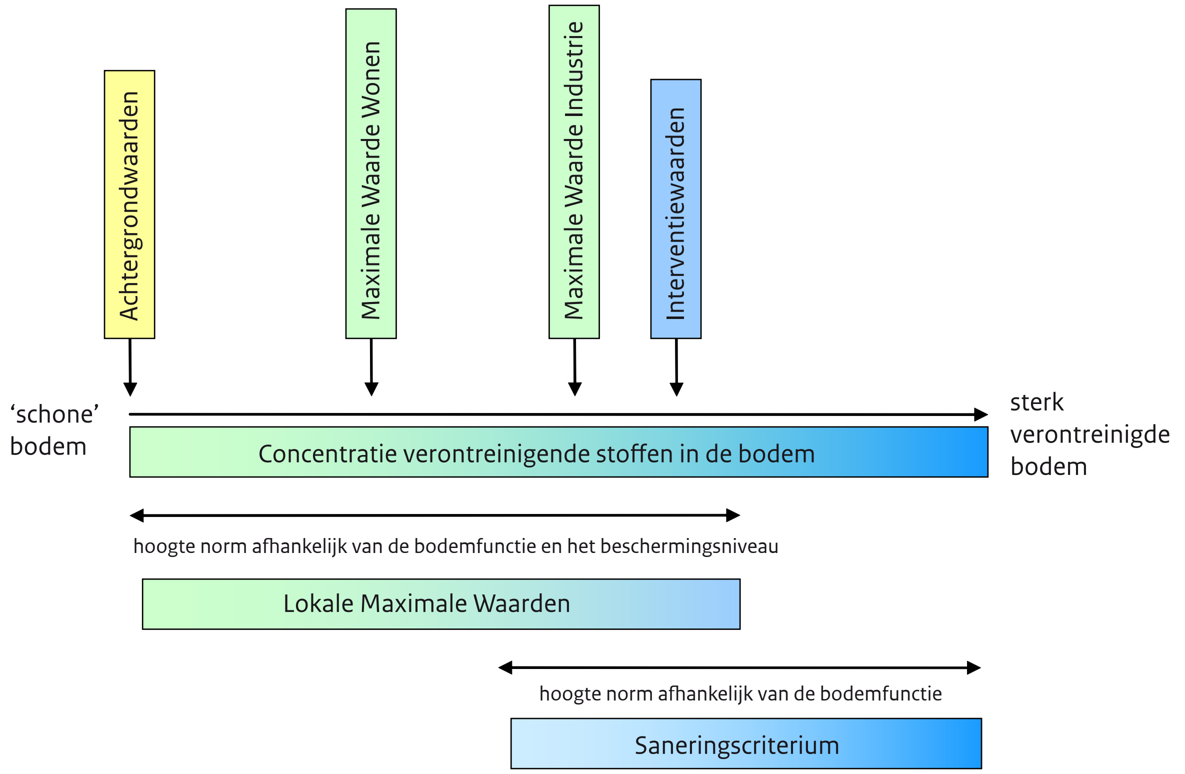
Voor de uitvoering van het bodembeleid maakt men, naast de normen, ook gebruik van beslissingsondersteunende instrumenten waarvan twee beoordelingssystemen qua technisch-wetenschappelijke basis compatibel zijn met de bodemnormering. Dit zijn het Saneringscriterium en de Risicotoolbox. Beide instrumenten zijn beschikbaar als webapplicatie. Het Saneringscriterium is beschreven in de Circulaire bodemsanering en geoperationaliseerd als de webapplicatie Sanscrit (zie www.sanscrit.nl). Het is een instrument voor de bepaling van spoedeisendheid van saneren en is gebaseerd op het al dan niet kunnen uitsluiten van onaanvaardbare risico's voor mens of ecosysteem of door verspreiding via grondwater. De Risicotoolbox (zie www.risicotoolboxbodem.nl) is een instrument om de risico's vast te stellen van lokale maximale waarden. Gemeenten of provincies kunnen lokale maximale waarden vaststellen in een Nota bodembeheer. Deze komen in plaats van de generieke maximale waarden voor de bodemfuncties wonen en industrie.

In de Circulaire bodemsanering wordt gesteld dat [quote] *"bij het berekenen van de risico's van bodemverontreiniging wordt gebruik gemaakt van het instrument Sanscrit"*. In de Regeling bodemkwaliteit wordt gesteld dat de gevolgen van lokale maximale waarden met de Risicotoolbox bodembeheer moeten worden vastgesteld (art. 4.8.1.)

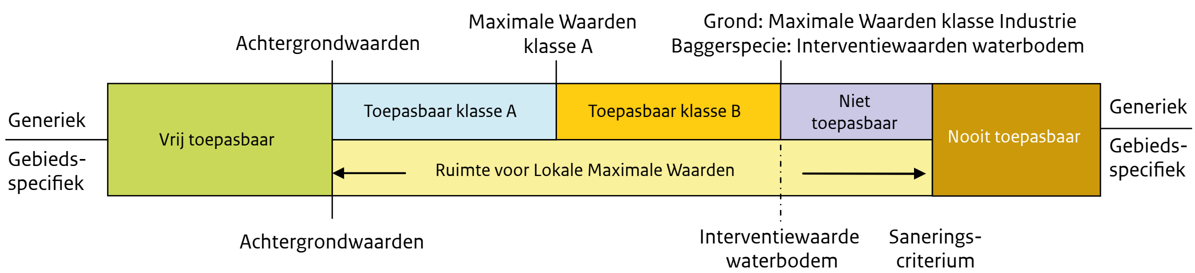
Figuren 2a en 2b geven een overzicht van de verschillende normen en de reikwijdte van de genoemde beoordelingssystemen in relatie tot de concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem (2a) en de waterbodem (2b).

Wettelijke status en verankering
De Regeling bodemkwaliteit is opgehangen aan het Besluit bodemkwaliteit welke valt onder de Wet bodembescherming (Wbb) en de Waterwet. De Circulaire bodemsanering is direct opgehangen aan de Wbb (zie Figuur 1). Een circulaire heeft de status van een richtlijn, maar omdat de interventiewaarden grond ook in de Regeling beperkingenregistratie Wet bodembescherming (VROM, 2007c) worden genoemd, is de juridische status in dat kader hoger. Bij het aanvragen van een bouwvergunning in het kader van de Woningwet (tegengaan van bouwen op verontreinigde grond) moet eveneens worden getoetst aan de bodemnormen. Desgewenst kan worden nagegaan of de interventiewaarden in nog meer kaders en regelingen worden gebruikt.

Figuur 2a. Overzicht en reikwijdte normstelling bodem (SenterNovem, 2007a).



Figuur 2b. Overzicht normstelling waterbodem (SenterNovem, 2007b).



De Circulaire bodemsanering richt zich, in tegenstelling tot het Besluit bodemkwaliteit, alleen op de landbodem. Ingrepen en verbetering van de waterbodemkwaliteit zijn geregeld via de waterwet. Ze maken onderdeel uit van de maatregelenpakketten van de Europese Kaderrichtlijn water (KRW; EG, 2000). Sanering van de waterbodem is qua status vergelijkbaar met sanering van een rioolwaterzuiveringsinstallatie, reductie van bronnen uit de landbouw en aanleg van natuurvriendelijke oevers, alle gericht op het halen van de KRW-normen en -maatlatten.

Stoffen waarvoor normen zijn afgeleid

Bovengenoemde normen zijn vastgesteld voor een breed scala van in totaal circa 130 (groepen van) stoffen: zware metalen, overige anorganische stoffen (chloride en cyaniden), aromatische verbindingen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), gechloreerde koolwaterstoffen (vluchtige, chloorbenzenen, chloorfenolen, polychloorbifenylen (PCB's) en overige (waaronder dioxines), bestrijdingsmiddelen (organochloorbestrijdingsmiddelen, organo-tinbestrijdingsmiddelen, chloorfenoxy-azijnzuurherbiciden en overige) en overige stoffen (waaronder asbest, ftalaten en minerale olie).

Het bodemsaneringsbeleid richt zich primair op de historische bodemverontreiniging. Het gaat daarbij vooral om verontreinigingen afkomstig van industriële processen of van lozingen. De stoffen op de lijst zijn overwegend geselecteerd op basis van de kennis van industriële processen en de stoffen die daarbij in de bodem kunnen komen, van voor 1987. Voor verontreinigingen na 1987 geldt in principe de zorgplicht. Enige uitzonderingen op deze uitgangspunten zijn de vaststelling van een streefwaarde voor chloride (macroparameter) en een indicatief niveau voor MTBE (stof van na 1987). De Circulaire bodemsanering 2013 richt zich niet op stoffen die in de bodem kunnen komen als gevolg van bemesting (zoals nitraat en fosfaat) en op na 1987 toegepaste bestrijdingsmiddelen. Hiervoor heeft andere regelgeving het primaat.

7.2 Wat is het doel van de norm?

Doel en handelingsperspectieven verschillende bodemnormen
Het Nederlandse beleid voor bodem en grondwater(kwaliteit) is ontstaan vanuit de noodzaak om bodemverontreiniging aan te pakken en om de essentiële functies die de bodem en het grondwater vervullen, duurzaam te waarborgen. De normen moeten worden gezien als één van de instrumenten om deze doelstelling te behalen (Tabel 1).

Tabel 1 Het doel van de belangrijkste normen voor bodem, grondwater en waterbodem samengevat.

Achtergrondwaarde bodem en waterbodem (AW)	Maximale waarden wonen en industrie	Interventiewaarde bodem	Streefwaarde grondwater	Interventiewaarde grondwater
Geeft de 'altijd' grens aan voor milieu-hygiënisch 'schone grond en bagger'. Bepaalt de 'onderkant' van het normenkader.	Bepaalt de toepassingsmogelijkheden voor grond en geeft de bovengrens aan van de bodemfunctieklassen 'wonen' en 'industrie'.	Normwaarde voor de aanpak van bodemverontreiniging. Geeft de grens aan tussen licht verontreinigde en ernstig verontreinigde bodem.	Geeft de grens aan voor milieuhygiënisch 'schoon grondwater'. Bepaalt de 'onderkant' van het normenkader.	Normwaarde voor de aanpak van grondwaterverontreiniging in Nederland. Geeft de grens aan tussen licht verontreinigd en ernstig verontreinigd grondwater.

Maximale waarden klasse A	Maximale waarden klasse B/ Interventiewaarde waterbodem	Maximale waarden voor verspreiden bagger in zout water	Maximale waarden voor verspreiden van baggerspecie op het aangrenzend perceel
Bepaalt de toepassingsmogelijkheden voor grond en bagger in de waterbodem en geeft de bovengrens aan van de waterbodemkwaliteitsklasse A. Geldt als maximale waarde voor het verspreiden van bagger in zoet water.	Bepaalt de toepassingsmogelijkheden voor grond en bagger in de waterbodem en geeft de bovengrens aan van de waterbodemkwaliteitsklasse B. Hierboven mag bagger niet meer in de waterbodem worden toegepast.	Geldt als maximale waarde voor het verspreiden van bagger in zout water.	Bepaalt of bagger direct op het aangrenzend perceel verspreid mag worden.

Tabel 2 Consequenties van overschrijding van bodemnormen

Achtergrondwaarde bodem (AW)	Maximale waarden wonen en industrie	Interventiewaarde bodem	Streefwaarde grondwater	Interventiewaarde grondwater
De AW worden gebruikt als saneringsdoelstelling (naast de maximale waarden voor wonen en industrie), en als waarde voor hergebruik van grond en baggerspecie.	Idem. Daarnaast kunnen gemeenten en provincies lokaal beleid vaststellen en hiervoor lokale maximale waarden vaststellen en toetsen met de Risicotoolbox bodem.	De interventiewaarde bepaalt of er sprake is van 'ernstige bodemverontreiniging'. Bij overschrijding moet de spoedeisendheid van sanering worden vastgesteld volgens het Saneringscriterium (nader onderzoek en beschikking door bevoegd gezag). Ernstig verontreinigde locaties krijgen een aantekening in het kadaster.	SW zijn oorspronkelijk bedoeld als terugsaneerwaarde en hebben nu nog een functie als ijkpunt voor goede grondwaterkwaliteit. Saneringsdoelstellingen worden nu gebaseerd op de ROSA (Robuust Saneringsvarianten Afwegen)-systematiek of i.k.v. een gebiedsaanpak.	De interventiewaarde bepaalt of er sprake is van 'ernstige grondwaterverontreiniging'. Bij overschrijding moet de spoedeisendheid van sanering worden vastgesteld volgens het Sanseringscriterium (nader onderzoek en beschikking door bevoegd gezag).

Tabel 1 geeft al zicht op het handelingsperspectief van een aantal normen. Het voldoen aan de normen bepaalt of grond of bagger elders mag worden toegepast of mag worden verspreid. Bij 'toepassen' gaat het om het aanbrengen van materiaal in dikkere lagen. Hierbij wordt rekening gehouden met de kwaliteit van de ontvangende (water)bodem. Bij 'verspreiden' gaat het om het uitspreiden van een dunne laag bagger over de bodem of om het 'op stroom zetten' van bagger in oppervlaktewater. Hierbij wordt geen rekening gehouden met de kwaliteit van de ontvangende (water)bodem. Wanneer een norm wordt overschreden heeft dit (in veel gevallen) ook andere consequenties. Dit kan zijn een nader onderzoek, een besluit of beschikking en/of een aantekening in het kadaster. Tabel 2 geeft dergelijke consequenties voor een aantal bodemnormen.

Wat opvalt in Tabel 2 is dat het bodembeleid een eigen nogal 'zware' terminologie hanteert. Termen als 'ernstig' verontreinigd en 'spoed' om te saneren zijn vastgelegd in de regelgeving. Ook de namen van de normen wekken de indruk dat er veel aan de hand is (interventiewaarden, maximale waarde industrie), terwijl in de praktijk een ernstig verontreinigde bodem met gehalten boven de interventiewaarden niet direct een probleem hoeft te zijn. Gezien de ecotoxicologische onderbouwing van veel interventiewaarden (zie paragraaf 7.4) is er vaak geen gezondheidseffect te verwachten. In de volgende paragrafen wordt het doel en daaraan verbonden handelingsperspectief nader toegelicht.

Doel achtergrondwaarden en maximale waarden

De Handreiking Besluit bodemkwaliteit (SenterNovem (2007b)) gaat uitgebreid in op het doel van de verschillende bodemnormen in het besluit (of eigenlijk in de bijbehorende Regeling bodemkwaliteit). Het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) geeft het beleidskader voor het nuttig toepassen van grond en baggerspecie. Het eerste doel is om grond die vrijkomt bij bijvoorbeeld infrastructurele werken (grondverzet) zoveel mogelijk toe te kunnen passen (hergebruik) waarbij de bodemkwaliteit geschikt moet blijven voor de functie die erop wordt uitgeoefend. Een tweede doel is de toetsing van de bodemkwaliteit aan de toegekende functie van de bodem. Op basis hiervan kunnen bodemkwaliteitskaarten worden opgesteld waarmee handen en voeten kan worden gegeven aan het bodemkwaliteitsbeheer (VROM en V&W, 2007). Als grond of baggerspecie wordt verplaatst, moet de kwaliteit voldoen aan de kwaliteitsklasse van de ontvangende

bodem (schoon op schoon, licht verontreinigd op licht verontreinigd) én moet de kwaliteit geschikt zijn voor de functie van de betreffende locatie. De achtergrondwaarden geven aan wanneer de (water)bodem en grond en baggerspecie als 'schoon' kunnen worden beschouwd. Bodemmateriaal dat hieraan voldoet, mag overal worden hergebruikt en de bodem is geschikt voor alle functies waaronder ook de 'gevoelige of kwetsbare functies' als landbouw, natuur en moes- en volkstuinen. De maximale waarden voor de functieklasse wonen en de functieklasse industrie horen bij een bodemkwaliteit die 'duurzaam geschikt' is voor respectievelijk woongebieden (wonen met tuin, plaatsen waar kinderen spelen en groen met natuurwaarden) of industriegebieden (ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie). De normen hebben betrekking op licht verontreinigde grond of baggerspecie, die nuttig mag worden hergebruikt, zolang de ontvangende bodem dezelfde of een slechtere kwaliteit heeft en een functie waarbij de aanwezigheid van licht verontreinigde grond geen probleem is.
Voor de normen voor toepassen op de bodem onder oppervlaktewater geldt hetzelfde als voor de bodem. In plaats van de maximale waarden wonen en industrie gelden de maximale waarden klasse A en klasse B. Deze normen zijn niet zo zeer gekoppeld aan een water(bodem)functie, maar vormen grofweg een onderscheid tussen het actuele verontreinigingsniveau van materiaal dat sedimenteert en historisch sterker verontreinigd sediment. Net als op de landbodem mag grond of baggerspecie in oppervlaktewater worden toegepast zolang de ontvangende waterbodem in dezelfde of een slechtere kwaliteitsklasse valt.
Naast bovenstaande rol in het grondverzet (het verwijderen en elders toepassen van grond), dienen de achtergrondwaarden en de maximale waarden wonen en industrie ook als saneringsdoelstelling (te behalen bodemkwaliteit na sanering). De saneringsdoelstelling hangt onder andere af van de toekomstige bodemfunctie.

De achtergrondwaarden en maximale waarden kunnen worden beschouwd als een resultaatsverplichting: als je grond of bagger nuttig wilt toepassen, moet je aan de van toepassing zijnde normen voldoen. Ook als de betreffende normen zijn gekozen als saneringsdoelstelling, moeten deze worden gehaald. De genoemde normen beogen een optimalisatie van het bodemkwaliteitsbeheer, bescherming van schone grond en gestage kwaliteitsverbetering van verontreinigde grond.

De vaststelling van lokale maximale waarden

Het bevoegd gezag Bbk mag lokale maximale waarden vaststellen. Het doel van lokale maximale waarden is identiek aan de generieke normwaarden (achtergrondwaarden en maximale waarden). Indien het bevoegd gezag ervoor kiest om lokale maximale waarden vast te stellen, komen zij in plaats van de generieke maximale waarden wonen en industrie. De lokale maximale waarden worden toegesneden op de lokale verontreinigingssituatie van de bodem en op de lokale maatschappelijke behoefte aan ruimte voor grondverzet. Bij het vaststellen van lokale maximale waarden kan er meer worden gedifferentieerd naar verschillende bodemfuncties dan alleen wonen en industrie. De webapplicatie Risicotoolbox moet verplicht worden gebruikt voor de onderbouwing van lokale maximale waarden zoals bedoeld in het Besluit bodemkwaliteit. Binnen de Risicotoolbox zijn normen beschikbaar (de LAC2006-waarden) om de risico's van verschillende vormen van landbouw te beoordelen.

Doel streefwaarden grondwater

De streefwaarden grondwater hebben een vergelijkbare functie als de bovengenoemde achtergrondwaarden bodem. Ze geven aan wanneer het grondwater als milieuhygiënisch 'schoon' wordt beschouwd. Ze hebben niet meer een functie in de zin dat naar deze waarde moet worden gestreefd.

Doel interventiewaarden grond- en grondwater en Saneringscriterium

Het doel van de interventiewaarden grond- en grondwater is om te beoordelen of de bodem dusdanig is verontreinigd, dat er sprake is van ernstige vermindering of dreigende ernstige vermindering van de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, dier en plant. Indien de interventiewaarde wordt overschreden, is er sprake van potentiële risico's voor de gezondheid en/of onaanvaardbare potentiële risico's voor het ecosysteem. Als de concentraties van verontreinigende stoffen in 25 m^3 bodem of in 100 m^3 bodemvolume grondwater hoger zijn dan de betreffende interventiewaarden, is er sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging conform de Wbb. Conform de richtlijnen in de Circulaire bodemsanering moet dan worden beoordeeld of er sprake is van onaanvaardbare risico's voor de mens, het ecosysteem of verspreiding via het grondwater. De circulaire beschrijft een systematiek om deze risico's te beoordelen: het

Saneringscriterium. De beoordeling vindt plaats met behulp van de systematiek in de webapplicatie Sanscrit. Als er sprake blijkt te zijn van onaanvaardbare risico's, is er sprake van 'spoed' om te saneren. Saneren is het door middel van maatregelen wegnemen en beperken van (de gevolgen van) bodemverontreiniging. De risico's worden opgeheven of beheerst, zodat de risico's voor mens en ecosysteem aanvaardbaar worden. Dit kan door het verwijderen van de verontreiniging uit de bodem en het grondwater, maar ook door het verminderen van contactmogelijkheden (isoleren, afdekken, tegengaan verspreiding) of het stimuleren van afbraak van de verontreinigende stoffen (in situ sanering). Als er geen sprake blijkt te zijn van onaanvaardbare risico's, maar wel van een geval van ernstige bodemverontreiniging, vindt sanering plaats als de betreffende locatie wordt heringericht. Dit wordt dan geregeld via de bouwvergunning. De interventiewaarde bodem heeft een belangrijke functie in andere wettelijke kaders, bijvoorbeeld de woningwet (zie kader).

De interventiewaarde bodem heeft ook een functie in andere wettelijke kaders. Zo wordt in de Woningwet aangegeven dat het bouwen op verontreinigde grond moet worden tegengegaan. In de praktijk betekent dit het volgende:

- Als het gaat om bouwwerken, bedoeld voor het verblijf van mensen (woningen, kantoorgebouwen, bedrijfshallen) dan is bodemonderzoek verplicht om de geschiktheid ervan voor het bouwplan te beoordelen.
- Als de bouwlocatie ernstig verontreinigd is (toetsing aan de interventiewaarde bodem) en spoedeisend (vanwege humane en/of ecologische en/of verspreidingsrisico's) dan moet de bouwvergunning worden aangehouden tot de locatie geschikt is gemaakt, lees gesaneerd.
- Als de bouwlocatie ernstig verontreinigd is (toetsing interventiewaarde), maar niet spoedeisend, dan kan de bouwvergunning niet worden aangehouden, maar kunnen in het kader van de vergunning wel aanvullende (sanerings)eisen worden gesteld.

Als het om bebouwing gaat, niet bedoeld voor menselijk verblijf (bijvoorbeeld een hal voor de opslag van goederen of een petrochemische installatie, dan is bodemonderzoek niet verplicht, tenzij er evident sprake is of het vermoeden bestaat van een ernstig geval van bodemverontreiniging. Hiermee hebben de interventiewaarden bodem een formele status in het kader van de Woningwet.

Daarnaast is van belang dat er voor de meeste bouwplannen een bouwput gegraven wordt en grond afgevoerd moet worden. En dan treedt artikel 28 van de Wet bodembescherming in werking. Indien de grond ernstig verontreinigd is, is de indiening van een saneringsplan verplicht (dan wel een melding Besluit Uniforme Saneringen) voordat kan worden gegraven.
In de meeste gevallen zijn bij de uitvoering van een bouwplan een goedkeuringsprocedure en een saneringsplan onvermijdelijk aan de orde.

De gevallen van ernstige bodemverontreiniging (gehalten in bodem of grondwater boven de interventiewaarden) worden geregistreerd in het kadaster op basis van de Regeling beperkingenregistratie Wet bodembescherming (VROM, 2007c). Bij planvorming of verkoop van een locatie kan hierdoor worden gecheckt of er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging.

De interventiewaarden grond- en grondwater kunnen worden gekozen als saneringsdoelstelling en gelden dan als resultaatsverplichting. De normen hebben een rol in het curatieve beleid: doel is de ernstige bodemverontreiniging die is ontstaan voor 1987 te saneren. De term curatief richt zich in het bodembeleid op het opheffen van de risico's van bodemverontreiniging. Als de bodem na 1987 werd verontreinigd, geldt conform de Wbb de zorgplicht: de verontreiniging moet direct ongedaan worden gemaakt.

Doel inventiewaarden waterbodem

Omdat de Circulaire sanering waterbodems (V&W, 2007) is vervallen, zijn de interventiewaarden waterbodem opgenomen in het Bbk. Naast het gebruik als maximale waarde klasse B voor toepassing en verspreiding van grond en bagger (zie hierboven bij 'Doel achtergrondwaarden en maximale waarden') worden deze waarden in nog twee wettelijke kaders gebruikt:

1) In het Besluit lozen buiten inrichtingen (IenM, 2011b) dient, als de baggerkwaliteit de interventiewaarde

overschrijdt, een werkplan te worden gemaakt voor het vergunnen van lozingen tijdens baggerwerkzaamheden. Hierin wordt gemotiveerd dat lozingen van verontreinigd materiaal zoveel mogelijk worden beperkt door gebruik te maken van best bestaande technieken;
2) De waterbodemimmissietoets (IenM, 2011a) hoeft alleen boven de interventiewaarde waterbodem te worden uitgewerkt. Met de waterbodemimmissietoets wordt beoordeeld of een nieuwe waterbodemkwaliteit (als gevolg van verdieping, verbreding of uitbreiding) kan worden geaccepteerd. Deze toets wordt gebruikt door initiatiefnemers en vergunningverleners van werken in de bodem onder oppervlaktewater.

Betrokken actoren
Het bevoegd gezag voor de Wbb zijn de provincies en de grotere gemeenten. Via het Bodemloket (http://www.bodemloket.nl/bevoegd_gezag_wbb, gezien op 7 juli 2014) is, voor elke plaats in Nederland, na te gaan welke instantie bevoegd gezag is in het kader van de Wet bodembescherming. Het bevoegd gezag voor de Waterwet is (voor de meeste activiteiten) het waterschap (zowel provincies als gemeenten hebben ook verantwoordelijkheden; voor provinciale wateren en stadswateren), bij rijkswateren is Rijkswaterstaat bevoegd. Iedere initiatiefnemer die bouw- of inrichtingsplannen heeft op een bepaalde locatie moet rekening houden met de bodemkwaliteit ter plekke. Als er sprake is van grondverzet gelden de regels vanuit de Rbk, als er sprake is van geval van ernstige bodemverontreiniging, dan gelden de regels conform de Circulaire bodemsanering. De initiatiefnemer kan een particulier zijn, maar ook een overheidsinstantie.

7.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

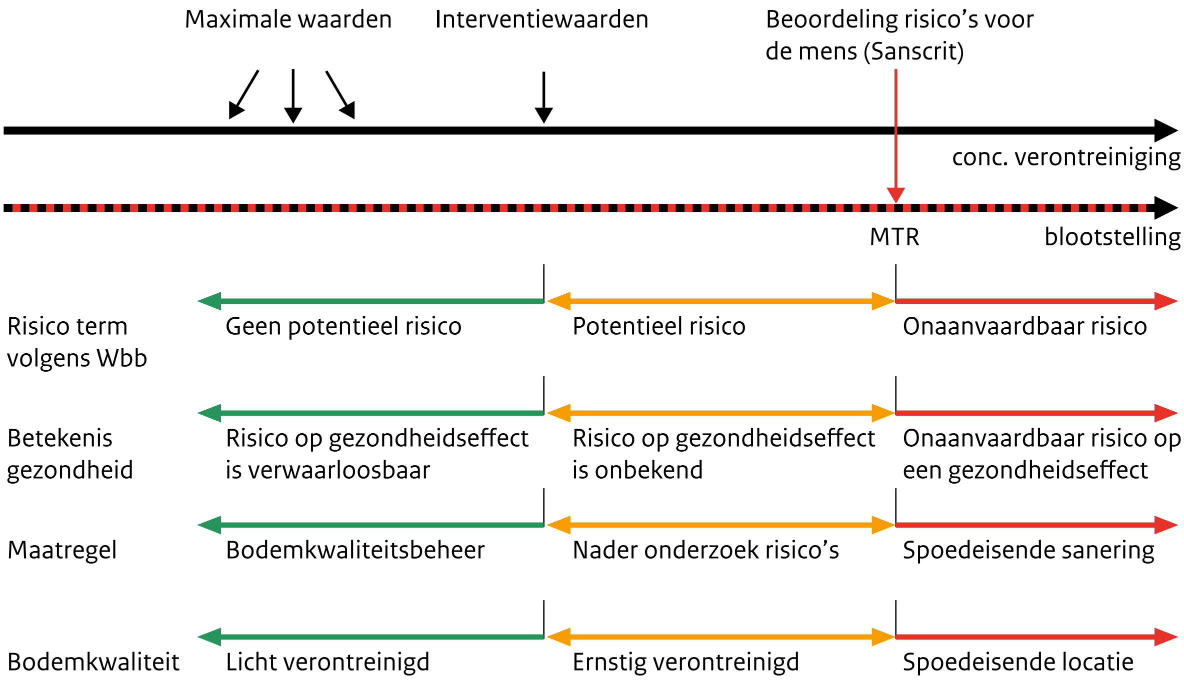
Beschermingsdoel verschillende bodemnormen
Een belangrijk beschermingsdoel van de bodemkwaliteitsnormen is het garanderen van een veilig en duurzaam gebruik van de bodem voor wonen, recreëren en werken. Bij onaanvaardbare gezondheidsrisico's dient met spoed te worden ingegrepen. Daarnaast hebben de normwaarden als doel om onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem te voorkomen. Bij verontreinigingsniveaus onder de interventiewaarde ligt het risiconiveau op een gezondheidseffect onder het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR_{humaan}) (zie verder onder paragraaf 7.4). Dit geldt ook bij levenslange blootstelling en voor de gevoelige mens (bijvoorbeeld kinderen, zwangeren en ouderen).

Figuur 3 (Oomen *et al.*, 2010) geeft een beeld van de normen voor bodem (maximale waarden en interventiewaarde) en de daarbij behorende risicoterminologie conform de Wbb, de betekenis in termen van gezondheidsrisico, maatregelen en aanduiding bodemkwaliteit. Bij de figuur moet worden opgemerkt dat er geen vast verband is tussen de blootstelling en de concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem. Dit is namelijk sterk afhankelijk van de wijze waarop de bodem wordt gebruikt (de bodemfunctie) (zie paragraaf 7.4). De achtergrondwaarden bodem hebben geen directe relatie met gezondheidsrisico's en zijn daarom niet opgenomen in het overzicht.

Wat opvalt in de figuur (uit Oomen *et al.*, 2010) is dat het niveau van de interventiewaarden hier is gekoppeld aan 'Risico op gezondheidseffect is verwaarloosbaar', terwijl verderop (in paragraaf 7.4) wordt toegelicht dat de interventiewaarden de humane 'ernstig-risico-grens' aanduiden, immers de concentratie in de bodem, waarbij, uitgaande van een standaard blootstellingsscenario, blootstelling van de mens plaatsvindt tot aan het MTR_{humaan}.

Bij de ontwikkeling van het bodembeleid in de jaren negentig van de vorige eeuw was de perceptie van bodemverontreiniging een andere dan nu. Dit resulteerde in de huidige daarbij behorende terminologie. Op basis van het huidige streven om nuchter om te gaan met risico's kan worden overwogen de destijds vastgestelde terminologie, bijvoorbeeld "*Maximaal Toelaatbaar Risico niveau*" en ernstig geval van bodemverontreiniging nu met andere termen aan te duiden. Dit heeft grote voordelen bij de communicatie over bodemverontreiniging naar burgers. Burgers vinden bijvoorbeeld een blootstelling tot aan 80% van het MTR_{humaan} helemaal niet klinken als 'niets aan de hand'.

Figuur 3 Normen, terminologie en betekenis van gezondheidsrisico door bodemverontreiniging (Oomen *et al.*, 2010).



Beschermingsdoel achtergrondwaarden grond en streefwaarden

De achtergrondwaarden voor grond zijn vastgesteld op basis van gehalten aan stoffen, zoals die voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgronden in Nederland die niet zijn belast door lokale verontreinigingbronnen (P95-waarde van een groot aantal locaties of bepalingsgrens). Grond die voldoet aan de achtergrondwaarde is duurzaam geschikt voor elk bodemgebruik en wordt aangeduid als schone of niet-verontreinigde grond. De achtergrondwaarden hebben geen wetenschappelijke relatie met gezondheidsrisico's, maar men neemt aan dat de gezondheidsrisico's op achtergrondwaardeniveau verwaarloosbaar zijn en waarborg bieden voor een veilige voedselproductie.

Beschermingsdoel maximale waarden wonen en industrie en lokale maximale waarden

De maximale waarden wonen en industrie en de eventuele lokale maximale waarden moeten borgen dat de bodemkwaliteit 'duurzaam geschikt' is voor de functie. Ze richten zich op bescherming van de gezondheid van de mens en het voorkómen van effecten op de structuur en functie van ecosystemen. Omdat het voor de mens gaat om allerlei verschillende stoffen, kan het gaan om allerlei verschillende mogelijke gezondheidseffecten. Voor de bescherming van het ecosysteem geldt dat de lat voor de functie wonen hoger ligt (betere bescherming ecosysteem), dan voor de functie industrie. Als lokale maximale waarden betrekking hebben op gebieden met een landbouwfunctie, richt het beschermingsdoel zich ook hierop. Binnen de Risicotoolbox worden de LAC2006-waarden gebruikt om deze risico's te beoordelen. De LAC2006-waarden richten zich op het voldoen aan productnormen en het voorkómen van economische schade.

Beschermingsdoel maximale waarden klasse A en B

De maximale waarde klasse A is vooral bedoeld om onderscheid te kunnen maken tussen het huidige lichter verontreinigde sediment (op basis van de kwaliteit van zwevend stof in de grote rivieren) en het oudere sterker verontreinigde sediment. Deze norm is hierdoor niet gekoppeld aan een duidelijk beschermingsdoel. De maximale waarden klasse B zijn gebaseerd op het ernstig risiconiveau, maar wel verouderd. Ze zijn gelijk aan de oude interventiewaarden (VROM, 2000), waarbij de laagste interventiewaarde voor bodem of waterbodem is gekozen. Bij de totstandkoming van het Besluit bodemkwaliteit zijn de normen voor arseen, cadmium, lood en zink om praktische redenen opgehoogd, waarbij de voorgestelde interventiewaarden specifiek voor waterbodems (Lijzen *et al.*, 2001) niet overschreden mochten worden. Meer informatie over de afleiding van de normen voor toepassen in oppervlaktewater is te vinden in Osté *et al.*, 2008.

Beschermingsdoel interventiewaarden grond- en grondwater en Saneringscriterium
De interventiewaarden grond- en grondwater zijn gericht op bescherming van de mens tegen gezondheidseffecten bij zowel kortdurende als levenslange blootstelling. Het Saneringscriterium richt zich tevens op het voorkómen van aantoonbare hinder (door onder andere stank en huidirritatie). Hiernaast richten de interventiewaarden en het Saneringscriterium zich op bescherming van het ecosysteem: voorkómen van de aantasting van biodiversiteit (bescherming van soorten), voorkómen van verstoring van kringloopfuncties en voorkómen van bio-accumulatie en doorvergiftiging. Tot slot richten de interventiewaarden en het Saneringscriterium zich op het voorkómen van verspreiding via het grondwater naar kwetsbare objecten en op een onbeheersbare situatie als het gaat om verspreiding via het grondwater. De interventiewaarden zijn vaste waarden (voor de standaardbodem) en hebben betrekking op potentiële risico's. Het Saneringscriterium gaat over de risico's op een locatie in de huidige of toekomstige situatie.

7.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Invulling achtergrondwaarde
De achtergrondwaarde voor bodem is gebaseerd op de P95-waarde van concentraties aan verontreinigende stoffen in de bovenste 10 cm van de bodem in onverdachte (niet door de mens beïnvloede) landbouw- en natuurgebieden in Nederland. Bij onvoldoende meetwaarden boven de bepalingsgrens geldt deze bepalingsgrens als achtergrondwaarde.

Invulling streefwaarde
De streefwaarden voor metalen voor ondiep grondwater zijn gebaseerd op voor of rond 1990 vastgestelde achtergrondgehalten en vastgesteld sinds 1994. De streefwaarden voor metalen voor diep grondwater (> 10 m – maaiveld) zijn vastgesteld in 2000 en gebaseerd op achterconcentraties (AC) uit de jaren '90 van de vorige eeuw, plus het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) voor oppervlaktewater, dat is gebaseerd op ecologische risico's voor waterorganismen. Het uitgangspunt voor deze benadering is de zogenaamde 'Toegevoegd Risicobenadering': de achtergrondconcentratie wordt geacht geen risico's op te leveren, het ecosysteem is hierop aangepast. De streefwaarden grondwater voor organische verontreinigende stoffen zijn eveneens in 2000 vastgesteld gebaseerd op het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) voor oppervlaktewater. Dit type stoffen komt niet van nature voor in het grondwater, zodat er geen sprake is van een (natuurlijke) achtergrondconcentratie.

Invulling interventiewaarden grond
De huidige getalswaarden voor de interventiewaarden grond zijn gebaseerd op een uitgebreide evaluatie door het RIVM in 2001 (Lijzen *et al.*, 2001) en eerdere rapporten voor de zogenaamde 2^{e} t/m 4^{e} tranche stoffen. In het NOBO-rapport (VROM, 2008) zijn de beleidsmatige keuzes vastgelegd die de uiteindelijke norm in de regelgeving bepalen. Ze zijn vastgelegd in de Circulaire bodemsanering sinds 2008.
De interventiewaarden zijn gebaseerd op humane en ecologische risico's. Voor beide type risico's wordt een 'ernstig-risico-grens' bepaald, die hoort bij mogelijk onaanvaardbare risico's. De laagste waarde van de twee onderbouwt in principe de interventiewaarde.

De humane 'ernstig-risico-grens' voor de interventiewaarde grond
De humane 'ernstig-risico-grens' is de concentratie in de bodem waarbij, uitgaande van een standaard blootstellingsscenario, blootstelling van de mens plaatsvindt tot aan het MTR_{humaan}. Dit is een blootstellingsniveau in µg/kg lichaamsgewicht/dag, waarbij bij levenslange blootstelling voor stoffen met een drempelwaarde geen nadelige gezondheidseffecten zijn te verwachten. Voor stoffen zonder drempelwaarde (genotoxisch carcinogenen) geldt dat er altijd een risico is op een nadelig effect. Voor deze stoffen is beleidsmatig een risiconiveau vastgesteld waaraan het MTR_{humaan} is gekoppeld. Dit risiconiveau is een extra kankerrisico van een op 10.000 (1 op 10^4) per leven (= 1 op 10^6 per jaar). De enige uitzondering hierop is asbest. Hier ligt het risiconiveau op een extra geval van kanker momenteel op circa 1 op 10^5 per leven. Zie voor een toelichting paragraaf 7.7. Voor vluchtige stoffen is er tevens een concentratie in lucht in µg/m^3, die ook geldt als MTR_{humaan} (de TCL: toxicologisch Toelaatbare Concentratie in Lucht). Bij het afleiden van het MTR_{humaan} wordt rekening gehouden met de extrapolatie van dier naar mens en met gevoelige individuen door een veiligheidsfactor toe te passen. Ook wordt rekening gehouden met mogelijke effecten in gevoelige levensfasen

(bijvoorbeeld effecten op embryo's en effecten op kleine kinderen). Voor meer informatie over het afleiden van het MTR_{humaan} wordt verwezen naar Baars *et al.*, 2001.

Naast de gezondheidskundige grenswaarde bepaalt de blootstelling aan stoffen uit de bodem het gezondheidsrisico. De blootstelling wordt berekend met het blootstellingsmodel CSOIL (Brand *et al.*, 2007). De interventiewaarden zijn gebaseerd op het blootstellingsscenario 'wonen met tuin'. Dit scenario omvat alle gangbare blootstellingsroutes die in redelijke mate bijdragen aan de blootstelling. Voor dit scenario wordt uitgegaan van 'normaal' bodemcontact door de mens (volwassenen en kinderen) die woont in een huis met een tuin en die beperkte (10% van de totale consumptie) mogelijkheid heeft van de consumptie van gewassen uit de eigen tuin. De mate waarin blootstellingsroutes bijdragen aan de blootstelling is afhankelijk van het type stof. De belangrijkste blootstellingsroutes zijn ingestie (via de mond) van gronddeeltjes, de consumptie van verontreinigde gewassen uit de eigen tuin en inademing van verontreinigde binnenlucht na uitdamping van vluchtige stoffen vanuit de bodem. Door de keuze van het scenario 'wonen met tuin' is de humane 'ernstig-risico-grens' te soepel als de bodemfunctie leidt tot meer blootstelling dan bij 'wonen met tuin', zoals in de situatie 'wonen met moestuin'. Om dit te ondervangen wordt in het Saneringscriterium gewezen op zogenaamde gevoelige situaties, waarbij er in uitzonderingsgevallen voor specifieke stoffen, waarbij de interventiewaarde is gebaseerd op humane risico's, ook onder de interventiewaarde sprake kan zijn van onaanvaardbare humane risico's.

De ecologische 'ernstig-risico-grens' voor de interventiewaarde grond
De ecologische 'ernstig-risico-grens' is gebaseerd op de verdeling van NOEC's (No Observed Effect Concentrations) voor verschillende soorten organismen en bodemprocessen. Met behulp van een statistische extrapolatie wordt berekend bij welke concentratie 50% van de soorten mogelijk een effect ondervindt (de HC50; Hazardous Concentration 50%). De NOEC's worden afgeleid in laboratoriumtesten, waarbij de te beoordelen stof is toegevoegd waardoor de biobeschikbaarheid (de mate waarin de verontreinigende stoffen daadwerkelijk kunnen worden opgenomen door organismen) van de toegediende stoffen in principe hoog is. In het veld kan de biobeschikbaarheid lager zijn (bijvoorbeeld door sterkere binding aan organische stof of door verontreiniging in granulaire vorm). In het veld kan het percentage organismen dat dan daadwerkelijk een effect ondervindt lager zijn. Dit kan van locatie tot locatie verschillen. Voor een deel van de stoffen is momenteel het aantal betrouwbare NOEC's van bodemtesten te klein om een statistische extrapolatie toe te passen. In dat geval wordt voor de HC50 het geometrisch gemiddelde van de geselecteerde data (NOEC) genomen.

Beleidsmatige keuzes voor de invulling van de interventiewaarden grond
Voordat de normen voor bodem en/of grondwater worden gewijzigd of toegevoegd, vinden in de werkgroep NOBOWA discussies plaats over of de onderbouwing geschikt is voor gebruik binnen het beleid en over de consequenties van een gewijzigde norm. Indien nodig geacht, wordt een Bedrijfsmatige Effecten Toets (BET) en een Milieu Effecten Toets (MET) uitgevoerd. Op deze wijze wordt afgewogen of de maatschappelijke consequenties van het wijzigen van een norm aanvaardbaar zijn. Bij maatschappelijke consequenties gaat het bijvoorbeeld om het effect op het aantal gevallen van ernstige bodemverontreiniging, effect op mogelijkheden voor hergebruik van grond of effect op de noodzaak tot het uitvoeren van nader bodemonderzoek. Voor diverse interventiewaarden voor grond is een keuze gemaakt die afwijkt van de voorstellen van het RIVM uit 2001. Dit is vastgelegd en toegelicht in het NOBO-rapport (VROM, 2008). Het gaat om een aantal stoffen die als groep genormeerd was (PAK en PCB's), en waarbij de overstap naar een gewogen benadering per individuele stof een te grote breuk met het verleden werd geacht. Meetgegevens uit het verleden, zoals opgenomen in zogenaamde bodemkwaliteitskaarten, zijn bij deze overstap niet meer vergelijkbaar met nieuwe meetgegevens. Ook voor de groepsparameter 'minerale olie' is de oude, op expert judgement gebaseerde norm gehandhaafd. Er zijn internationaal verschillende ontwikkelingen met betrekking tot meetmethoden voor de fracties van minerale olie. De consequenties van nieuwe methoden voor het Nederlandse bodembeleid zijn mogelijk groot.
Voor koper en zink is op Rijksniveau besloten de bestaande interventiewaarden voor koper en zink uit 2000 te handhaven, ondanks het feit dat een op ecologische risico's gebaseerde veel lagere (strengere) interventiewaarde is voorgesteld (Lijzen *et al.*, 2001). De maatschappelijke consequenties voor het grondverzet en de bodemsaneringsoperatie werden te groot geacht. Voor drins en DDT's zijn in 2008 de door RIVM voorgestelde lagere (strengere) interventiewaarden wel doorgevoerd. Vervolgens bleek dat dit maatschappelijk

gezien leidde dit tot de onwenselijke situatie dat grote oppervlakten in voormalige tuinbouwgebieden (inclusief hierop gebouwde of geplande nieuwbouwwijken) moesten worden aangemerkt als ernstig verontreinigd. Hierbij was er sprake van onaanvaardbare ecotoxicologische risico's. Er is geen sprake van onaanvaardbare humane risico's. Op basis van aanvullend verkregen informatie is daarom een hernieuwde maatschappelijke afweging gemaakt. Met ingang van april 2009 is ervoor gekozen om de interventiewaarden opnieuw te wijzigen naar of in de richting van de waarden van voor 2008. Dit toont aan dat de consequenties van het wijzigen van normen een reden kan zijn af te wijken van de wetenschappelijk voorgestelde waarden.

Invulling interventiewaarden grondwater

De huidige interventiewaarden grondwater zijn vastgesteld sinds 1994. Ze zijn met behulp van evenwichtspartitie afgeleid uit de in 1994 geldende interventiewaarden grond (de voorlopers van de huidige interventiewaarden grond). De uitkomst is vervolgens om diverse redenen (effecten van verdunning en gekende onzekerheden) door 10 gedeeld. Daarnaast is als eis gesteld dat het grondwater direct geconsumeerd moet kunnen worden zonder overschrijding van het MTR_{humaan}. Voor de uitvoering is het daarnaast van belang gevonden dat er voldoende ruimte zit tussen de concentratieniveaus van streefwaarde en interventiewaarde.

Invulling maximale waarden wonen en industrie

De maximale waarden wonen en industrie zijn, vergelijkbaar met de afleiding van interventiewaarden, gebaseerd op humane en ecologische risico's. Echter, de toelaatbare risiconiveaus zijn anders gekozen en het blootstellingsscenario is gekoppeld aan verschillende bodemfuncties, waaronder de bodemfunctie wonen en de bodemfunctie industrie. De toelaatbaar geachte humane blootstelling is voor een deel van de stoffen lager, doordat voor stoffen met een drempelwaarde de generieke blootstelling uit andere bronnen (bijvoorbeeld voedsel) in mindering wordt gebracht op het MTR_{humaan}. Voor stoffen zonder drempelwaarde is een strenger risiconiveau gekozen: een extra kankerrisico van 1 op 1.000.000 (1 op 10^6) per leven (= 1 op 10^8 per jaar). De keuzes voor de blootstellingsscenario's variëren in de mate van bodemcontact, in de mate van gewasconsumptie en in de mate van blootstelling via binnenlucht. Het ecologische risiconiveau ligt voor de maximale waarde wonen op het zogenaamde Middenniveau, zijnde het geometrisch gemiddelde van de HC5 (5 percentiel van de verdeling van de No Observed Effect Concentrations) en de HC50 (50-percentiel, mediaan, van de NOEC). Voor de maximale waarde industrie ligt het ecologische risiconiveau op de HC50. Dit is gelijk aan het ecologische beschermingsniveau van de interventiewaarden, zodat de uiteindelijke norm soms gelijk is. Doordat bij de maximale waarde industrie naast de generieke ecologische risico's nog specifiek rekening gehouden wordt met doorvergiftiging, kan de (op ecologische risico's gebaseerde) maximale waarde industrie lager uitvallen dan de (op ecologische risico's gebaseerde) interventiewaarde.

Overigens geldt bovenstaande invulling alleen voor veelvoorkomende immobiele, niet-vluchtige stoffen. Deze komen diffuus in grond en bagger voor en gaven dan problemen bij het grondverzet. Hierop is het Besluit bodemkwaliteit gericht. Voor de meer mobiele, vluchtige verontreinigende stoffen geldt dat hergebruik van grond of bagger met deze stoffen ongewenst is, vanwege mogelijke uitdamping en uitspoeling naar het grondwater. Voor dit type stoffen zijn wel maximale waarden wonen en industrie vastgesteld op basis van de achtergrondwaarden of op basis van in eerder beleid gehanteerde waarden, die voor zover bekend zijn gebaseerd op expert judgement.

Meenemen blootstelling uit andere bronnen in de normen

Bij het afleiden van interventiewaarden voor grond wordt geen rekening gehouden met blootstelling van de mens via andere bronnen (bijvoorbeeld voedsel) dan de bodem. Het idee hierachter is dat een meestal kostbare bodemsanering alleen moet worden uitgevoerd indien de bodemkwaliteit daadwerkelijk het probleem veroorzaakt dat leidt tot blootstelling boven het MTR_{humaan}. Bij het afleiden van de maximale waarden wonen en industrie is wel rekening gehouden met blootstelling van de mens via andere bronnen. De reden hiervoor is dat de bodemkwaliteit duurzaam geschikt moet zijn voor het gebruik. Daarom moet de totale blootstelling van de mens aan stoffen met een drempelwaarde in principe niet boven het MTR_{humaan} uitkomen. Als maximum voor de blootstelling via andere bronnen is 50% van het MTR_{humaan} gekozen, zodat de overige 50% van het MTR_{humaan} 'beschikbaar is' voor blootstelling vanuit de bodem.

Wijze van toetsen

Bij het toetsen aan bodemnormen wordt voor de meeste anorganische stoffen (metalen en arseen) gecorrigeerd voor het percentage lutum (kleideeltjes) en het percentage organische stof in het te toetsen bodemmonster. Dit wordt de bodemtypecorrectie genoemd. Hierdoor sluiten de bodemnormen beter aan bij de (natuurlijke) samenstelling van de bodem. Ook werkt de bodemtypecorrectie bij hogere concentraties aan verontreinigende stoffen (enigszins) als correctie voor verschillen in biobeschikbaarheid bij verschillende bodemtypen. De concentraties waaraan wordt getoetst voor zand (weinig lutum, weinig organische stof) zijn lager (strenger) dan voor klei (veel lutum, meer organische stof).
Voor organische stoffen wordt bij de toetsing gecorrigeerd voor het percentage organische stof (tussen 2% en 30%). Bij de beoordeling van humane risico's wordt rekening gehouden met het gedrag van organische verbindingen (bijvoorbeeld uitdamping vanuit grondwater naar de binnenlucht) bij de beoordeling met het Saneringscriterium.

Bij het toetsen aan de achtergrondwaarden geldt een toetsingsregel. Bij een geringe overschrijding van de norm voor een enkele stof wordt beleidsmatig nog steeds voldaan aan de achtergrondwaarde. Bij het toetsen aan de interventiewaarden geldt een volumecriterium, zodat verontreinigingen met een heel kleine omvang niet onder de regelgeving vallen.

Blootstelling aan meer stoffen tegelijk

Bij het toetsen aan de individuele bodemnormen wordt in principe geen rekening gehouden met blootstelling aan meer stoffen tegelijk. Wel gelden de normen soms voor een stofgroep (bijvoorbeeld PCB's) in plaats van voor een individuele stof. Alleen de streefwaarde grondwater houdt wel rekening met blootstelling aan meer stoffen (zie toelichting in hoofdstuk 2 over VR_{opp}). Bij het beoordelen van de locatiespecifieke risico's met behulp van het Saneringscriterium wordt voor de mens wel rekening gehouden met blootstelling aan vergelijkbare stoffen (bijvoorbeeld gechloreerde koolwaterstoffen) als deze een vergelijkbaar effect kunnen hebben. Voor de blootstelling van het ecosysteem wordt in het Saneringscriterium een methode gehanteerd die rekening houdt met het totale aanwezige mengsel van verontreinigende stoffen (zie bij 'Invulling Saneringscriterium'). Naar de effecten van meerdere stoffen wordt ook gekeken binnen de Risicotoolbox bodem voor het doorrekenen van lokale maximale waarden en bij het beoordelen van het op de kant zetten van baggerspecie op het aangrenzend perceel.

Invulling Risicotoolbox voor lokale maximale waarden

De Risicotoolbox maakt gebruik van dezelfde systematiek als gebruikt voor de onderbouwing van de maximale waarden wonen en industrie. Het verschil is dat er meer bodemfuncties en hieraan gekoppelde blootstellingsscenario's kunnen worden gekozen. Ook bevat de Risicotoolbox veel informatie voor het beoordelen van de risico's van allerlei verschillende vormen van landbouw, op basis van de onderbouwing van de LAC2006-waarden. Het gaat bij landbouwrisico's om het voldoen aan productnormen (Warenwet en veevoedernormen) en het voorkómen van economische schade vanwege opbrengstdaling door fytotoxiciteit (toxische effecten op planten) en ongewenste effecten op diergezondheid.

Invulling Saneringscriterium

Het Saneringscriterium maakt gebruik van dezelfde basis als gebruikt is voor de onderbouwing van de interventiewaarden. Het systeem berekent risico's voor de mens, voor het ecosysteem en voor verspreiding via het grondwater en toetst of deze al dan niet onaanvaardbaar zijn. De input voor het systeem zijn concentraties aan verontreinigende stoffen en grond en grondwater en de gegevens over de bodemfunctie (gebruik). Voor de mens wordt de blootstelling berekend op basis van de bodemfunctie en getoetst aan het MTR_{humaan}. De concentratie in de binnenlucht wordt getoetst aan de TCL (Toelaatbare Concentratie Lucht).
Voor het ecosysteem wordt de zogenaamde Toxische Druk van het aanwezige mengsel van stoffen berekend. Vervolgens wordt getoetst of de oppervlakte met een Toxische Druk boven een bepaalde waarde groter is dan het oppervlaktecriterium van het betreffende gebruik. Dit oppervlaktecriterium is klein voor een ecologisch gevoelige bodemfunctie als natuur, en groot voor een ecologische ongevoelige bodemfunctie als industrie. Als er bij deze toetsing sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's, kan een maatschappelijke toetsing worden gedaan eventueel gevolgd door een TRIADE-onderzoek. Daarmee kan worden onderzocht of er daadwerkelijk sprake is van onaanvaardbare effecten op het ecosysteem. Het verspreidingsrisico wordt beoordeeld door te onderzoeken of er sprake is van bedreigde kwetsbare objecten

(bijvoorbeeld een drinkwaterwinning) of van een onbeheersbare situatie (bijvoorbeeld door de aanwezigheid van drijf- of zaklagen).

7.5 Wat is de historie van de norm?

In het artikel 'In zeven fasen ontleed. Beoordeling van bodemkwaliteit in retrospectief' (Swartjes *et al.*, 2012) wordt, ter gelegenheid van het vijfentwintig jaar bestaan van de Wbb, ingegaan op de ontwikkeling van het bodembeleid in Nederland. In dit artikel wordt onder meer beschreven dat er grote behoefte was aan kennis over de risico's van bodemverontreiniging en adequate normering. Uit het artikel: *"Vanaf eind jaren 70 raakten we van de ene op de andere dag in de Paniek- en pioniersfase. Bodem- en grondwaterverontreiniging bleken onze veiligheid te bedreigen en we hadden geen idee wat we er mee aan moesten. De kennis van bodemverontreiniging was nog een zwart gat, de pioniers onder ons konden zich uitleven. Met de ABC-waarden kregen we in 1983 in het kader van de toenmalige Richtlijn bodembescherming voor een beperkt aantal stoffen een instrument in handen om goed van kwaad te kunnen scheiden. De onderbouwing was weliswaar minimaal, de waarden waren nota bene afgeleid op basis van expert judgement, maar we waren al lang blij dat we de resultaten uit de bodemonderzoeken konden classificeren. Aan het begin van de Wbb, in 1987, wisten we nog niet hoe we risico's konden bepalen, voeren we nog steeds blind op de ABC-waarden en wisten bij overschrijding van de C-waarde niet veel beters te doen dan de boel maar af te graven en op te ruimen."*

In het artikel wordt verder beschreven dat: *"Het toenmalige ministerie van VROM verzocht het RIVM om beter onderbouwde normen af te leiden (de Interventiewaarden, red.). In dit kader werden risico instrumenten opgeleverd. Er moest onder andere invulling gegeven worden aan het beleidsbegrip 'ernstig gevaar'. Het humane blootstellingsmodel CSOIL werd in nauw overleg met deskundigen van Shell en DSM ontwikkeld."*

7.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Normen voor bodem en grondwater zijn ontwikkeld vanaf eind jaren tachtig van de vorige eeuw. Een breed gedragen constatering is dat er veel verschillende normen voor bodem, grondwater en water zijn en dat deze normen onderling grote verschillen vertonen. Dat wringt omdat men de beoordeling van de leefomgevingskwaliteit, waaronder bodem en grondwater, integraal wenst te beschouwen. Men spreekt in de bodemsector dan ook meer en meer van het bodem-watersysteem in plaats van apart bodem, grondwater en water te beschouwen. In dit kader wordt momenteel gewerkt aan het vergelijken van drinkwaternormen uit het Drinkwaterbesluit voor het toetsen van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden met risico-onderbouwde voorstellen voor drinkwaternormen op basis van de methodiek in de WHO-Guidelines for Drinking-water Quality (WHO, 2011). Een nieuwe definiëring van de streefwaarden grondwater en de interventiewaarden grondwater lijkt in het licht van de vaststelling van drempelwaarden en ontwikkelingen binnen het gebiedsgericht grondwater beheer gewenst.

Een aanzienlijke verbeterslag voor een uniforme wijze van risicobeoordeling van de laatste jaren is het werken met de Risicotoolbox bodem en Sanscrit. Beide instrumenten hebben dezelfde technisch-wetenschappelijke onderbouwing als de bodemnormen, maar bieden de (voor de decentralisatie van uitvoering) gevraagde flexibiliteit (aanpassingsmogelijkheden aan lokale keuzes en omstandigheden), de mogelijkheid voor adequate communicatie, eenduidigheid in de beoordeling en meer informatie over de typering van het risico en de blootstelling. Ook de toetsing van de bodemkwaliteit aan de verschillende bodemnormen kan met een dergelijk instrument plaatsvinden. Hierdoor is het, bij aanpassingen, niet steeds nodig om aanpassingen in de regelgeving door te voeren. Bijvoorbeeld, de Circulaire bodemsanering is de afgelopen jaren regelmatig aangepast omdat een enkele norm moest worden bijgesteld. Dit is dan niet meer nodig. Voor de handhaving is dan een goed versiebeheer van belang, zodat altijd kan worden nagegaan hoe de toetsing aan normen op het betreffende tijdstip uitpakte.
Een verdere uitbouw van instrumentarium, zoals Risicotoolbox bodem en Sanscrit met modules voor grondwater, drinkwater, bodemtypecorrectie, biobeschikbaarheid en afbraak, is wenselijk. In een studie over de afleiding van functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwater (Otte *et al.*, 2013) worden de mogelijkheden daartoe verkend.
In de regelgeving kan, in plaats van het opnemen van verschillende lijsten met stoffen en normen, worden

volstaan met het verplicht gebruik van de toolbox voor toetsing en afweging, vergunningverlening en andere taken.

Een andere veelgehoorde opmerking is dat normen en daaraan gekoppelde handelingen moeilijk 'aan de burger zijn uit te leggen'. Een punt van aandacht zou daarom moeten zijn het gebruik van het bodemrisico 'jargon'. Termen als 'ernstige bodemverontreiniging' en 'Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau' wekken bij de burger veelal een associatie op die geen recht doet aan het daadwerkelijk risiconiveau voor de gezondheid. De nuancering van gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging ten opzichte van andere risico's (bijvoorbeeld fijnstof) dient bij voorkeur ook in de gebruikte terminologie tot uiting te komen.

De problematiek van diffuse bodemverontreiniging (bijvoorbeeld lood in oude stedelijke ophooglagen) en grootschalige grondwater verontreiniging is praktisch niet op te lossen met sanering alleen. De inspanningen zullen zich moeten gaan richten op risicoreductie. Voorstel is dan ook om een 'norm' te ontwikkelen voor de mate van risicoreductie, zodat bevoegde overheden een handvat hebben om inspanningen te waarderen.

7.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

Gezondheidseffecten van bodemverontreiniging
De effecten van bodemverontreiniging op de gezondheid zijn moeilijk te kwantificeren (Oomen *et al.*, 2010). De huidige normen en het bodeminstrumentarium (Sanscrit en de Risicotoolbox bodem) zijn geschikte instrumenten om aan te geven wanneer een gezondheidsrisico beneden het MTR_{humaan} ligt. Op basis van de toxicologisch onderbouwde normen zijn inschattingen over de omvang van eventuele schadelijke gezondheidseffecten erg onzeker. Immers, het is niet duidelijk wanneer en hoe ver boven de norm daadwerkelijk gezondheidseffecten optreden. Het RIVM heeft onderzocht welke mogelijkheden er zijn om gezondheidseffecten van bodemverontreiniging te kwantificeren (Oomen *et al.*, 2010). Op basis van deze studie worden drie aanbevelingen gedaan. In het Compendium van de Leefomgeving (http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/indicatoren/nl0261-Risico%27s-van-bodemverontreiniging.html?i=3-143 [gezien 3 juni 2014]) wordt ook geconcludeerd dat het toeschrijven van gezondheidseffecten direct aan bodemverontreiniging complex is. Dit vanwege het samengaan met andere mogelijke oorzaken van nadelige gezondheidseffecten. De mobiliteit van de bevolking beperkt bovendien het uitvoeren van onderzoek naar gezondheidseffecten. Mede door de complexiteit is er over het algemeen een gebrek aan betrouwbare epidemiologische studies en 'gezondheidsmonitoring', zoals metingen van contaminanten in bloed en urine. Voor veel stoffen moet meer aan chronische dan aan acute effecten worden gedacht.
Asbest, cadmium, lood, PAK en VOCl zijn de stoffen die (met betrekking tot het vóórkomen van bodemverontreiniging) het meest schadelijk worden geacht voor de gezondheid.

- Asbest: de nadelige gezondheidseffecten van asbestvezels in de lucht zijn goed bekend en duidelijk toe te schrijven aan asbest (mesothelioom-longkanker). Voor asbest in de bodem is de blootstellingsroute meer indirect. Na een moeizaam onderzoek is aangetoond dat ook deze blootstellingsroute een rol speelt. Het onderzoek was complex door de lange incubatietijd van het mesothelioom en de mogelijke verwarring van deze relatief kleine maar actuele blootstellingsroute met andere relatief grotere historische blootstellingsroutes, zoals bij de fabricage van asbesthoudende producten in het verleden. Voor de aanpak van asbestwegen rond Harderwijk en de Hof van Twente is dan ook geld toegezegd (Burdorf *et al.*, 2005a en 2005b);
- Cadmium: in de Belgische Kempen zijn meerdere klinisch-epidemiologische studies gedaan naar het effect van cadmium- en loodbelasting. Er werd een meetbaar negatief effect van cadmiumbelasting gevonden op de nierfunctie, de opbouw van het beenderstelsel en het optreden van longkanker. Het effect op de nierfunctie leek echter niet duidelijk bedreigend te zijn voor gezonde mensen. Het was al langer bekend dat cadmium bij hogere concentraties een schadelijk effect op het beenderstelsel heeft (Itai-itai; Biometals, 2004). In de Belgische Kempen zijn er aanwijzingen dat cadmiumblootstelling het optreden van botbreuken door osteoporose heeft doen toenemen, met name bij oudere vrouwen die daar in het algemeen toch al gevoelig voor zijn (Staessen, 1999; Biometals, 2004). Het vermoeden dat cadmiumverontreiniging in de Belgische Kempen longkanker heeft veroorzaakt (Nawrot, 2006, na correcties voor roken en blootstelling in de werksituatie) is niet epidemiologisch bevestigd (Oomen *et al.*, 2007). Cadmiumverontreiniging moet bij de concentratieniveaus in de Kempen ten minste gezien worden als een 'supplementaire' risicofactor, die vooral in ongunstige omstandigheden werkelijk nadelig effect op de

gezondheid heeft. Uit het buitenland is, in gevallen waar het preventiemechanisme minder goed heeft gewerkt, wel duidelijke gezondheidsschade door bodemverontreiniging aan te wijzen. Voor cadmium was dat bijvoorbeeld het geval in Japan en China (Biometals 2004). De blootstellingsroute via de consumptie van groente kan worden tegengegaan door een geschikt bemestings- en bekalkingsregime (AB De Kempen, 2007; Horticulture Australia, 2003).

- Lood- en PAK-blootstelling in stedelijke omgeving kon vaak ook toegeschreven worden aan luchtverontreiniging (Biometals, 2004). De daarnaast voorkomende loodverontreiniging van de bodem wordt echter wel als een duidelijke risicofactor gezien, met name voor kinderen (ATDSR, lead 1992). Het 'binnenmilieu' speelt een prominente rol in de totale humane blootstelling aan giftige stoffen, maar is daarbij afhankelijk van levensstijl en seizoenen. Recent onderzoek heeft aangetoond dat loodgehalten in huisstof zodanig hoog kunnen zijn dat de blootstelling aan huisstof leidt tot risico's voor kinderen (Oomen *et al.*, 2008). De hoge gehalten in het huisstof ontstaan onder andere door het naar binnen lopen van verontreinigde grond. In 2011 is door de EFSA geconcludeerd dat geen veilig blootstellingsniveau kan worden afgeleid en dat ook al beneden het eerder voorlopig vastgestelde MTR_{humaan} bij kinderen effecten op het IQ zijn waar te nemen. Beleidsmatig is dit nieuwe inzicht nog niet in risicogrenzen verwerkt (EFSA, 2011);
- De ophoping van schadelijke gassen uit de bodem in kruipruimten is wel aantoonbaar, maar het gezondheidseffect daarvan kan nog niet duidelijk worden aangetoond (Tuinstra, 2004). Desondanks probeert men de ophoping in de kruipruimten tegen te gaan. In het algemeen is, mede door mogelijke aansprakelijkheid, de inspanning meer gericht op het voorkomen dan op het toelaten en aantonen van schadelijke effecten;
- Hoewel vermoed kan worden dat de blootstelling aan carcinogene organische stoffen uit bodemverontreiniging boven de vastgestelde norm zal leiden tot een substantieel aantal kankergevallen, zullen deze vaak te boek staan als met 'onbekende oorzaak'. De interventiewaarde voor vinylchloride is in 2008 niet naar beneden bijgesteld vanwege de onzekerheden over het precieze gedrag van de stof in het bodem-water-systeem. Er is recentelijk nieuw onderzoek gedaan om deze onzekerheden te verkleinen en de risicobeoordeling overeenkomstig aan te passen. Naar verwachting zal binnenkort een nieuw voorstel worden ingebracht.

Gezondheidskundige onderbouwing normen voor asbest, lood en dioxines

Deze paragraaf beschrijft ter illustratie de historie van de onderbouwing van de bodemnormen voor asbest en lood, op basis van de risico's voor de mens. Ook wordt kort ingegaan op de normstelling voor dioxines in bodem, omdat deze stoffen regelmatig publieke aandacht oproepen.

Asbest

Voor asbest is het niet mogelijk een gezondheidskundige advieswaarde af te leiden volgens de gangbare methoden. De reden hiervan is dat het voor asbest moeilijk is om de blootstelling van de mens te berekenen in een standaard situatie. Voor de andere stoffen hangt deze blootstelling bijvoorbeeld af van de hoeveelheid van een stof die mensen (vooral kinderen) binnen krijgen via hand-mondcontact, van opname van stoffen via groenteconsumptie en via inhalatie van stoffen die uitdampen uit de bodem en het grondwater. Voor asbest is de blootstellingsroute via hand-mondcontact van minder belang, omdat het risico ten gevolge van orale opname ondergeschikt is aan blootstelling via de inhalatieve inademingsweg. Omdat asbest niet wordt opgenomen in groente en niet uitdampt, zijn de beide andere genoemde blootstellingsroutes ook niet van belang. In 1992 werd een zogenaamde ad-hoc-interventiewaarde voor asbest afgeleid (een waarde die voor een enkel geval van bodemverontreiniging kan worden toegepast, maar niet de formele status krijgt van een generiek toe te passen interventiewaarde). Hierbij werd uitgegaan van een vaste hoeveelheid opwaaiende asbestdeeltjes, analoog aan de hoeveelheid deeltjes die in specifieke situaties werden gemeten in de lucht. Deze ad-hoc-interventiewaarde werd echter te onbetrouwbaar gevonden voor toepassing. Als gevolg daarvan is er in de eerste jaren dat er interventiewaarden bestaan (vanaf 1994) geen norm voor asbest geweest en werd er niet op asbest getoetst. Tegelijkertijd gold in de arbo-wetgeving de 'nul-norm'. In 2003 werd een alternatieve procedure toegepast voor afleiding van een interventiewaarde voor asbest. Hierbij werden gemeten asbest-concentraties in de lucht bij diverse activiteiten op de grond uitgezet tegen de bijbehorende bodemconcentraties, gespecificeerd voor asbestvezels en hechtgebonden asbest. Het beleid koos, in tegenstelling tot alle andere stoffen waar een beschermingsniveau werd gehanteerd van 10^{-6} per jaar (10^{-4} bij levenslange blootstelling) voor een beschermingsniveau van 10^{-8} per jaar als onderbouwing van de interventiewaarde. De argumenten hiervoor waren de afwijkende methode van bepaling, het feit dat

asbest maatschappelijk gevoelig ligt en de 'nul-norm' in de arbo-wetgeving. Dit resulteerde in een interventiewaarde van 100 mg/kg, geldend voor de optelling van de concentratie aan chrysotiel asbest en 10 x de concentratie aan amfibool asbest (gewogen norm). De factor 10 in de optelling is gebaseerd op de verschillen in carcinogene potentie (vermogen om kanker te genereren) tussen chrysotiel (wit) asbest en het meer schadelijke amfibool asbest (de overige asbestsoorten, inclusief amosiet (bruin asbest) en crocidoliet (blauw asbest)) (Swartjes *et al.*, 2003). Toen de Gezondheidsraad in 2010 (Gezondheidsraad, 2010) adviseerde de grenswaarden in de lucht te verlagen, is besloten de interventiewaarde van 100 mg/kg te handhaven. Dit besluit is genomen op basis van zowel de risico's als de consequenties, zoals hogere analysekosten, een grote impact op het aantal gevallen van ernstige verontreiniging, een sterke vermindering van de hergebruikmogelijkheden van grond en de gewenste afstand tot achtergrondgehalten in de lucht (IenM, 2014). Als gevolg is het beschermingsniveau van de Interventiewaarde voor asbest in bodem niet meer gelijk aan 10^{-8} per jaar, maar ligt het tussen 10^{-6} per jaar en 10^{-8} per jaar (= ca. 10^{-7} per jaar = ca. 10^{-5} per leven). Hiermee is het beschermingsniveau voor de interventiewaarde van asbest nog altijd ongeveer een factor 10 strenger dan voor de andere stoffen.

Lood

De interventiewaarde voor lood is in 1994 vastgesteld op 530 mg/kg droge stof (d.s.) De toen (in 1991) afgeleide humane 'ernstig-risico-grens' was 301 mg/kg d.s. en de ecologische 'ernstig-risico-grens' was 290 mg/kg d.s. Beleidsmatig was echter besloten dat de interventiewaarde zowel geldt voor landbodems als voor waterbodems. De interventiewaarden mochten daarom nooit strenger zijn dan de meetwaarden in nieuw gevormd sediment in de Rijn. De waarde hiervoor was 530 mg/kg d.s. en deze waarde is hiermee bepalend geweest voor de in 1994 vastgestelde hoogte van de interventiewaarde voor lood.

Deze keuze kon niet worden overgenomen voor de locatie specifieke risicobeoordeling in SUS (thans het Saneringscriterium), die immers betrekking moest hebben op 'actuele' ecologische en humane risico's. Het zonder meer opnemen van de destijds afgeleide humane 'ernstig-risico-grens' van 301 mg/kg d.s. voor de situatie 'wonen met tuin' in SUS zou leiden tot zeer veel 'zeer urgente' gevallen van bodemverontreiniging (de term 'zeer urgent' is de voorloper van de term 'spoed'). Dit werd beleidsmatig onwenselijk geacht en sloot bovendien niet aan bij een interventiewaarde van 530 mg/kg d.s.

Bij het afleiden van de humane 'ernstig-risico-grens' voor lood in 1991 is specifiek rekening gehouden met de grotere gevoeligheid van kinderen voor lood. De berekening is gebaseerd op het niet-overschrijden van het MTR_{humaan} door de gemiddelde blootstelling gedurende de kindperiode (0-6 jaar). In deze periode is de blootstelling aan bodemmateriaal via hand-mondgedrag relatief groot. Om voor de situatie 'wonen met tuin' tot een minder strenge waarde te komen, is destijds beleidsmatig besloten om voor lood de mogelijkheid te bieden uit te gaan van een levenslang gemiddelde blootstelling. Hiermee kwam het urgentiecriterium voor de situatie 'wonen met tuin' uit op 1.450 mg/kg d.s. Voor 'kinderspeelplaatsen' werd in SUS een uitzondering gemaakt. Hier is de berekening in SUS wel gebaseerd op de gemiddelde blootstelling gedurende alleen de kindperiode en deze komt uit op 360 mg/kg d.s. (iets minder streng dan de bovengenoemde waarde van 301 mg/kg d.s., omdat op kinderspeelplaatsen geen rekening hoeft te worden gehouden met gewasconsumptie). Deze beleidsmatige keuzes, die zijn gemaakt om het bodemverontreinigingsprobleem hanteerbaar te houden, zijn destijds niet duidelijk gecommuniceerd.

De werkgroep NOBO kiest in 2007 voor het handhaven van de interventiewaarde voor lood op 530 mg/kg d.s, maar nu gebaseerd op de humane 'ernstig-risico-grens' uitgaande van een relatieve humane biobeschikbaarheidsfactor van 0,74. De relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor de mens is een correctiefactor die wordt toegepast op de blootstelling, vanuit de veronderstelling dat lood in de bodem in een vorm voorkomt die minder biobeschikbaar is dan lood in voedsel of water. De gezondheidskundige risicogrenswaarde (MTR_{humaan}) is gebaseerd op het vóórkomen van een contaminant in voedsel en/of water. Een relatieve biobeschikbaarheid van 0,74 geeft aan dat, in vergelijking met voedsel en water, er 74% van het bodemlood daadwerkelijk een effect kan hebben op de gezondheid. Bij de berekening wordt uitgegaan van de gemiddelde blootstelling gedurende alleen de kindperiode en wordt in het standaardscenario 'wonen met tuin' rekening gehouden met spelende kinderen. Dat is meer in overeenstemming met de verwachtingen met betrekking tot de functie van een tuin bij woningen. De vroegere humane 'ernstig-risico-grens' was strenger, omdat destijds nog werd uitgegaan van een biobeschikbaarheidsfactor van 1 en van een grotere

blootstelling via ingestie van grond. Direct doorvoeren van de nieuwe beoordelingswijze (humane 'ernstig-risico-grens' van 530 mg/kg d.s.) in het Saneringscriterium zou betekenen dat in de situatie 'wonen met tuin' overschrijding van de interventiewaarde voor lood direct leidt tot onaanvaardbare humane risico's. Dan is spoedige sanering noodzakelijk, dan wel verder onderzoek. Door het meten van de orale relatieve biobeschikbaarheidsfactor kan locatie specifiek mogelijk worden aangetoond of de risico's toch aanvaardbaar zijn (als de relatieve humane biobeschikbaarheidsfactor lager is dan 0,74).

In Nederland zijn de bodems van oude binnensteden (ophooglagen) in het verleden gevormd door stadsafval en puin, onder andere afkomstig van industriële activiteiten. Dit materiaal is vaak verontreinigd met lood, en zo ook de bodems. Vooral kinderen zijn gevoelig voor de schadelijke effecten van lood als zij dat via de mond binnenkrijgen. Een te hoge blootstelling aan lood kan de ontwikkeling van de hersenen verstoren. Er bestaan meerdere laboratoriummodellen die schatten hoeveel lood uit de bodem in het maag-darmkanaal vrijkomt en vervolgens bij kinderen in het bloed kan terechtkomen (biobeschikbaarheid). Er is onderzoek uitgevoerd (Hagens *et al.*, 2008) om na te gaan of er een lagere humane biobeschikbaarheidsfactor kan worden vastgesteld voor oudstedelijke gebieden. Vooruitlopend op de resultaten is tussentijds beleidsmatig gekozen voor een biobeschikbaarheidsfactor van 0,40, waarmee de grens voor onaanvaardbare humane risico's van lood in oudstedelijke gebieden op 810 mg/kg d.s. ligt. Uit genoemd onderzoek met twee laboratoriummodellen gaf het Tiny-TIM model een structureel lagere waarde dan het IVD-model. Hierdoor was nog niet duidelijk of de beleidsmatig gekozen factor van 0,40 verantwoord was. Daarom is in 2013 en 2014 vervolgonderzoek uitgevoerd met drie laboratoriummodellen en validatie met een levend model (jonge varkens) (zie verderop).

In 2011 is een onderzoek van het RIVM en Alterra (Otte *et al.*, 2011) beschikbaar gekomen waaruit op basis van meetgegevens blijkt dat de opname van lood in moestuingewassen lager is dan tot nu toe met CSOIL wordt berekend. Op basis van dit onderzoek kunnen de BCF (bioconcentratiefactoren) voor de opname van lood in blad- en knolgewassen in het model CSOIL worden verlaagd. Hierop gebaseerd kunnen de bodemconcentraties waarbij sprake is van onaanvaardbare humane risico's voor de bodemfuncties, waarbij sprake is van gewasconsumptie, omhoog worden bijgesteld.

In 2010 geeft EFSA/JECFA (een internationale onderzoeksorganisatie) in een 'scientific opinion' aan dat er geen veilige waarde is voor de blootstelling van kinderen aan lood. Om effecten op de intelligentie te voorkomen, zou de blootstelling aan lood 'As Low As Reasonably Achievable' moeten zijn (lager dan bij de normering die thans geldt bij de huidige Nederlandse interventiewaarden). Vanwege dit advies is het ongewenst om nu hogere loodconcentraties in de bodem als grens voor onaanvaardbare humane risico's te gaan hanteren door het doorvoeren van de goed onderbouwde lagere BCF. Het is echter ook gewenst de nieuwe BCF door te voeren, zodat de blootstelling aan lood via voedingsgewassen zo goed mogelijk wordt ingeschat.

In 2012 is beleidsmatig besloten de lagere BCF wel door te voeren, maar gelijktijdig de MTR_{humaan} voor lood beleidsmatig te verlagen van 3,6 µg/kg lichaamsgewicht/dag naar 2,8 µg/kg lichaamsgewicht/dag. Dit zorgt ervoor dat de bodemconcentratie voor lood waarbij sprake is van onaanvaardbare humane risico's voor de bodemfunctie 'wonen met tuin' ongewijzigd uitkomt op 530 mg/kg d.s. (uitgaande van een humane biobeschikbaarheidsfactor van 0,74). Voor de overige bodemfuncties zijn de veranderingen beperkt. Deze wijzigingen zijn doorgevoerd in de Circulaire bodemsanering 2012.

Het RIVM heeft in 2013 en 2014 onderzocht hoe goed drie beschikbare modellen de schatting van de humane biobeschikbaarheidsfactor kunnen maken (van Kesteren *et al.*, 2014). Hieruit blijkt dat al deze methoden sterke én zwakke punten hebben, maar dat het zogeheten Unified BARGE Model het meest geschikt is om biobeschikbaarheid van lood in ophooglagen te schatten.
Met de drie modellen is de biobeschikbaarheid van lood in zes bodems geschat. De uitkomsten zijn vervolgens vergeleken met de resultaten van biobeschikbaarheidsonderzoek met jonge varkens. De manier waarop lood zich in het maag-darmkanaal van deze dieren gedraagt, is vergelijkbaar met het gedrag in dat van kinderen. Het Unified BARGE Model en het Tiny-TIM model laten eenzelfde patroon zien als de dierproeven, maar de uitkomsten van Tiny-TIM leiden tot een onderschatting van de werkelijke biobeschikbaarheid. Het IVD-model blijkt alleen geschikt als wordt gecorrigeerd voor het kalkgehalte in de bodem. Een

relatief eenvoudige methode om de hoeveelheid beschikbaar lood in een bodem te schatten is extractie met verdund salpeterzuur. Deze methode kan als een eerste screening worden gebruikt om de hoeveelheid biobeschikbaar lood in een bodem te schatten. Uit de resultaten van de dierproeven kan een standaardwaarde voor de biobeschikbaarheid van lood in stedelijke ophooglagen worden afgeleid.
Beleidsmakers kunnen deze waarde als maatstaf gebruiken om te bepalen hoeveel lood beschikbaar is om door het menselijk lichaam te kunnen worden opgenomen. Op basis van de standaardwaarde en het totaalgehalte aan lood in de bodem wordt bepaald of er een onacceptabel risico voor de gezondheid is en maatregelen nodig zijn. Het gebruik van deze standaardwaarde heeft als voordeel dat er geen experimenten met de testmodellen nodig zijn, wat geld en tijd bespaart. De bevindingen van dit onderzoek geven aan dat er meer lood in de bodem beschikbaar is dan eerder werd verondersteld. Dit kan aanleiding zijn om de normstelling van lood in bodem opnieuw te bekijken.

Bovenstaand voorbeeld laat zien dat bij de normstelling voor lood in de bodem beleidsmatige keuzes en de stand van de wetenschappelijke kennis heel bepalend zijn.

Dioxines, productnormen
Stoffen in de bodem en het grondwater kunnen in dierlijke producten, zoals vlees, vis, melk en eieren worden opgenomen. Een bekend voorbeeld is de aanwezigheid van dioxine in eieren. Door consumptie van deze producten kan dat tot blootstelling van de mens aan deze stoffen leiden. Bij de afleiding van de interventiewaarden wordt de blootstelling via dierlijke producten echter niet beschouwd. De reden is dat de interventiewaarden voor een ‘standaard situatie’ worden afgeleid, gerelateerd aan de woonsituatie. Hierbij is besloten dat het telen en consumeren van groente wel tot een gangbare activiteit behoort, maar het houden van landbouwhuisdieren niet. Overigens zijn de interventiewaarden nooit (ook niet voor groente) gebaseerd op productnormen (Warenwetnormen). Het kan dus zijn dat de gehalten in eieren van eigen kippen of in groente uit eigen tuin hoger zijn dan de Warenwetnormen, terwijl de concentraties aan verontreinigende stoffen ruim beneden de interventiewaarden liggen. Productnormen kunnen zijn gebaseerd op ALARA-principes (As Low As Reasonably Achievable), zodat er meer bescherming wordt geboden (voorzorg) dan strikt noodzakelijk vanuit een risico-onderbouwing. Het zal duidelijk zijn dat het lastig is om de burger uit te leggen dat er ‘niets aan de hand is met de bodemkwaliteit’ bij gehalten aan dioxines in eieren boven de productnorm.

Literatuur

A.B. De Kempen (2007). Cadmium en uw moestuin.

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E. Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels; RIVM rapport 711701025, Bilthoven.

Biometals, (2004) Health Impact of Cadmium Exposure and its Prevention in China Biometals, vol. 17, 2004. Themanummer over gezondheidsaspecten van Cd-verontreiniging via bodem en andere routes, nierschade en botaandoeningen, itai-itai, zijn de bekendste gezondheidseffecten van cadmium.

Brand, E., Otte, P.F., Lijzen, J.P.A. (2007). CSOIL 2000, an exposure model for human risk assessment of soil contamination - a model description; RIVM rapport 711701054, Bilthoven.

Burdorf, A., Siesling, S., Sinninghe Damste, H. (2005a). Regionale spreiding van het maligne mesothelioom in Nederland. Deelrapport 1. Rotterdam/ Enschede: Erasmus MC Rotterdam: 2005.

Burdorf, A., Siesling S., Sinninghe Damste, H. (2005b). Invloed van milieublootstelling aan asbest in de regio rond Goor op het optreden van het maligne mesothelioom onder vrouwen. Deelrapport 2. Rotterdam/ Enschede: Erasmus MC Rotterdam: 2005.

EFSA (2013). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM)2, European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy.

EG (2000). Kaderrichtlijn water 2000/60/EG http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:nl:HTML

Gezondheidsraad (2010). Asbest Risico's van milieu- en beroepsmatige blootstelling. Gezondheidsraad publicatienummer 2010/10, 3 juni 2010.

Grontmij (2013). Normen voor de (grond)waterkwaliteit. Deel A: Visie: route naar een herzien normenstelsel. Deel B: Huidige normen, lopende ontwikkelingen en aanzet tot een analyse, GM-0112188.

Hagens, W.I., Lijzen, J.P.A., Sips, A.J.A.M., Oomen, A.G. (2008). The bioaccessibility and relative bioavailability of lead from soils for fasted and fed conditions. Derivation of the "average physiological state" correction factor. RIVM letter report 711701080. Bilthoven.

Horticulture Australia (2003). Managing cadmium in vegetables, National Cadmium Minimisation Committee.

IenM (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems.

IenM (2011a). Handboek Immissietoets. Toetsing van lozingen op effecten voor het oppervlaktewater.

IenM (2011b). Besluit lozingen buiten inrichtingen http://wetten.overheid.nl/BWBR0029789

IenM (2013). Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013. Nr. BWBR0033592, Den Haag. Staatscourant 2013 nr. 16675.

IenM (2014). noBOWA: normstelling BOdem en WAter. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in de periode 2005-2012 in druk.

Kesteren van, P.C.E., Walraven, N., Schuurman, T., Dekker, R., Havenaar, R., Maathuis, A., Bouwmeester, H., Kramer, E., Hoogenboom, R., Slob, W., van Eijkeren, J.C.H., Brandon, E.F.A., Boom, G., Miermans, K., Piso, S., Cave, M., Schwillens, P., Lijzen, J.P.A., Bakker, M.I. (2014). Bioavailability of lead from Dutch made grounds: A validation study. Orale biobeschikbaarheid van lood uit Nederlandse stedelijke ophooglagen. RIVM Rapport 607711015. Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel, A.P. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater; Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, sediment and groundwater. RIVM report 711701023, Bilthoven.

Nawrot, T., Plusquin, M., Hogervorst, J., Roels, H.A., Celis, H., Thijs, L., Vangronsveld, J., Van Hecke, E., Staessen, J.A. (2006). Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. Oncology.thelancet.com online publication January, 16, 2006.

Oomen, A.G., Janssen, P.J.C.M., van Eijkeren, J.C.H., Bakker, M.I., Baars, A.J., (2007). Cadmium in de Kempen: een integrale risicobeoordeling. RIVM rapport 320007001, Bilthoven.

Oomen, A.G., Janssen, P.J.C.M., Dusseldorp, A., Noorlander, C.W. (2008). Exposure to chemicals via house dust. RIVM rapport 609021064, Bilthoven.

Oomen, A.G., Bukkers, B.G.H., Baars, A.J. , Versluijs, C.W., Otte, P.F. (2010). Relatie bodemverontreiniging en gezondheid. Wat zijn de mogelijkheden om de gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging te kwantificeren? RIVM rapport 607050006. Bilthoven.

Otte, P.F., Romkens, P.F.A.M., Rietra, R.P.J.J., Lijzen, J.P.A. (2011). Bodemverontreiniging en de opname van lood in moestuingewassen. Risico's van lood door bodemverontreiniging. RIVM rapport 607711004. Bilthoven.

Otte, P.F., Swartjes, F.A., Van Beelen, P. (2013). Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit Verkenning en methodiekontwikkeling. RIVM rapport 6070500012/2013. Bilthoven.

Osté, L.A., Wintersen, A., Ten Kate E.V., Posthuma, L. (2008). Nieuwe normen waterbodems. RWS Waterdienst rapport 2008.002; RIVM-rapport 711701064.

SenterNovem (2007a). Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk.

SenterNovem (2007b). Handreiking Besluit bodemkwaliteit.

Staessen, J.A., Roels, H.A., Emelianov, D., Kuznetsova, T., Thijs, L., Vangronsveld, J., Fagard, R. (1999). Environmental exposure to cadmium, forearm bone density and risk fractures. A prospective population study in Belgium, Lancet 353, 11400-1144.

Swartjes, F.A., Tromp, P.C. , Wezenbeek, J.M. (2003). Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest. RIVM rapport 711701034, Bilthoven.

Swartjes, F., Lijzen, J., Otte, P., Posthuma, L., Rutgers, M., Van den Berg, R. (2012). In zeven fasen ontleed. Beoordeling van bodemkwaliteit in retrospectief. Bodem nr. 5 oktober 2012.

Swartjes, F. A., Rutgers, M., Lijzen, J. P., Janssen, P. J., Otte, P. F., Wintersen, A., Brand, E., Posthuma, L. (2013). State of the art of contaminated site management in The Netherlands: policy framework and risk assessment tools. Science of the Total Environment Vol. 427-428.

Tuinstra, J., Vergeer, M.J., Straetmans, E.H.F.M., Van de Griend, J.S. (2004).'Reflectie op de bodemsaneringsoperatie', Royalhaskoning.

VROM (1993). Infiltratiebesluit bodembescherming.

VROM (2005). Brief staatssecretaris over twee rapportages inzake asbestwegen - Problematiek rondom asbest. 4 november 20115, Den Haag.

VROM (2007a). Regeling Bodemkwaliteit. 13 december 2007, nr. DJZ2007124397, Den Haag.

VROM (2007b). Activiteitenbesluit Milieubeheer.

VROM (2007c). Regeling beperkingenregistratie Wet bodembescherming. http://wetten.overheid.nl/BWBR0022127

VROM en V&W (2007). Richtlijn bodemkwaliteitskaarten.

VROM (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.

VROM (2010). Into Dutch Soils. Ministerie van VROM, Den Haag.

V&W (2007). Circulaire sanering waterbodems 2008. Staatscourant 2007, nr. 245.

WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality, Fourth edition, ISBN 978 92 4 154815 1.

8

Ratio en onderbouwing normen grondwater vanuit Europees kader

Auteur: J.W. Claessens

8.1 Welke normen zijn er?

Juridisch kader
Dit hoofdstuk gaat over normen voor grondwater die zijn gesteld op basis van Europese regelgeving. De Europese Kaderrichtlijn water (KRW; EG, 2000) stelt onder andere doelen voor de kwaliteit van het grondwater. Deze zijn in 2006 uitgewerkt in de Grondwaterrichtlijn (GWR; EG, 2006). De GWR schrijft voor enkele stoffen normen voor. Hiernaast moeten lidstaten zelf drempelwaarden vaststellen voor zelfgekozen stoffen. De Europese normen[10] en de nationale drempelwaarden zijn vastgelegd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW, 2009).

Europese grondwaterkwaliteitsnormen en nationale drempelwaarden: welke stoffen?
Om te kunnen bepalen of een grondwaterlichaam een goede toestand heeft, geeft de GWR grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraat (50 mg/L) en voor bestrijdingsmiddelen (0,1 µg/L per stof en 0,5 µg/L voor de totale concentratie). Daarnaast moet voor ten minste een beperkt aantal metalen (arseen, cadmium, lood, kwik), nutriënten (ammonium, chloride en sulfaat), trichlooretheen en tetrachlooretheen nationaal overwogen worden of drempelwaarden moeten worden afgeleid. Lidstaten moeten zelf stoffen aanwijzen die in hun land tot risico's kunnen leiden voor de mens (bijvoorbeeld als bron voor drinkwater en irrigatie), oppervlaktewateren of natuurgebieden die afhankelijk zijn van grondwater.

De GWR bevat instructies voor hoe de stofkeuze gedaan moet worden. Dit hangt onder andere af van de risico-karakterisering van de grondwaterlichamen, die iedere planperiode van 6 jaar moet worden uitgevoerd om te bepalen of een grondwaterlichaam 'at-risk' is. Nederland heeft drempelwaarden afgeleid voor

[10] Deze Europese normen worden in de GWR aangeduid als grondwaterkwaliteitsnormen maar in het BKMW als milieukwaliteitsnormen. Volgens het BKMW heeft Nederland deze milieukwaliteitsnormen vastgesteld als drempelwaarden.

stikstof-totaal, chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en fosfaat (Verweij *et al.*, 2008). In plaats van de eco(toxico)logisch onderbouwde waarde voor stikstof-totaal is de waarde van 50 mg/l voor nitraat overgenomen als grondwaterkwaliteitsnorm. De reden voor deze beleidskeuze is vastgelegd in Bijlage H van de Stroomgebiedsbeheersplannen (ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2009), namelijk dat niet bekend is welke oppervlaktewateren grondwaterafhankelijk zijn en welke niet. Recent is de bijlage van de GWR, waarin de stofkeuze staat aangegeven, herzien en zijn nitriet en fosfor(totaal) opgenomen (EU, 2014).

8.2 Wat is het doel van de norm?

Doel conform de regelgeving
In de Kaderrichtlijn water (EG, 2000) worden onder andere doelen gesteld voor de bescherming van de kwantiteit en kwaliteit van grondwater (zie verder onder paragraaf 8.3).

In het kader van de KRW dient van elk stroomgebied een karakterisering van het grond- en oppervlaktewater te worden gemaakt, waaronder een indeling in grondwaterlichamen. Nederland heeft 23 grondwaterlichamen gedefinieerd.

Beleidsmatige betekenis van de norm
Als het grondwaterlichaam geen goede toestand heeft, moeten maatregelen worden genomen om de goede toestand te halen. Overschrijding van de drempelwaarden of de grondwaterkwaliteitsnorm kan dus betekenen dat actie moet worden ondernomen.

Resultaatsverplichting
Iedere zes jaar wordt door middel van stroomgebiedbeheersplannen aan de Europese Commissie gerapporteerd over de kwaliteit van het grondwater. In deze rapportages moet worden aangegeven welke maatregelen worden genomen om op termijn aan bovenstaande doelen te kunnen voldoen. Voor het vullen van de stroomgebiedbeheersplannen worden door de provincies factsheets opgesteld met alle benodigde informatie.

8.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De doelen voor grondwater in de KRW zijn samengevat:
- bescherming van aquatische en terrestrische ecosystemen die afhankelijk zijn van het grondwater;
- beschermen, verbeteren en herstellen van de goede chemische en kwantitatieve toestand in alle grondwaterlichamen;
- bescherming van menselijk gebruik van het grondwater.

De Grondwaterrichtlijn (EG, 2006) bevat een uitwerking van deze drie grondwaterdoelen van de KRW. Om deze doelen te kunnen halen, stelt de KRW dat lidstaten maatregelen moeten nemen om:
1. de goede toestand van de grondwaterlichamen, zowel kwantiteit als een goede chemische kwaliteit, te behouden of te halen, uiterlijk in 2015;
2. te voorkomen dat stijgende trends in concentraties verontreinigende stoffen plaatsvinden in het grondwaterlichaam;
3. inbreng van verontreinigende stoffen te beperken of te voorkomen. Dit betreft onder andere inbreng van verontreiniging op lokale schaal.

8.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Nationale systematiek
De lidstaten stellen zelf het niveau vast van de drempelwaarden. De GWR geeft wel aan dat het niveau dusdanig gekozen moet worden dat overschrijding duidt op een risico dat de goede chemische toestand van het grondwater niet wordt bereikt. Bij de vaststelling van de hoogte mag met (natuurlijke) achtergrondcon-

centraties rekening worden gehouden. Momenteel wordt gewerkt aan een herziening van het BKMW. Daardoor zal in de loop van volgend jaar een andere situatie ontstaan dan in dit hoofdstuk is beschreven.

Onderbouwing van de grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden
De norm voor nitraat en bestrijdingsmiddelen is Europees vastgelegd. Voor nitraat is de norm gebaseerd op de Europese drinkwaternorm, zoals vastgelegd in de Europese Drinkwaterrichtlijn 98/83/EC (zie verder hoofdstuk 5). De normen voor bestrijdingsmiddelen zijn eveneens hetzelfde als in de genoemde Europese Drinkwaterrichtlijn. De norm voor individuele bestrijdingsmiddelen wordt ook toegepast bij de toelatingsbeoordeling van bestrijdingsmiddelen.

Voor de nationaal gekozen stoffen is een methodiek ontwikkeld om drempelwaarden te bepalen (Verweij *et al.*, 2008). In deze methodiek worden de Nederlandse drinkwaternorm conform het Drinkwaterbesluit (zie voor de onderbouwing hoofdstuk 5) en het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) voor oppervlaktewater (MTR_{opp}, of JG-MKN voor directe ecotoxiciteit (zie voor de onderbouwing hoofdstuk 2)) vergeleken. De laagste waarde van de drinkwaternorm en het MTR_{opp} wordt gekozen, zodat beide receptoren beschermd zijn. Daarna wordt deze laagste waarde vergeleken met de achtergrondwaarde. Als de achtergrondwaarde lager is dan de laagste norm, wordt de norm de drempelwaarde. Als de achtergrondwaarde hoger is dan de laagste norm, wordt de achtergrondwaarde de drempelwaarde. De bovengenoemde terrestrische ecosystemen zijn tot op heden niet verwerkt in de drempelwaarden, dit in verband met onvoldoende systeemkennis.

De GWR schrijft voor dat voor het bepalen van het niveau van de drempelwaarden rekening mag worden gehouden met afbraak en verdunning van de stoffen in de ondergrond. Omdat bij de afleiding van de drempelwaarden in 2008 geen rekening is gehouden met afbraak en verdunning, zijn de wetenschappelijk afgeleide normen uit Verweij *et al.* (2008) beleidsmatig met een factor 1,5 verhoogd voor nikkel, cadmium, lood, chloride en fosfaat. Voor arseen is er in 2009 beleidsmatig voor gekozen de ecologische achtergrond nog niet te verwerken in de drempelwaarden, omdat de discussie over de hoogte van de ecologische norm op dat moment nog gaande was (ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2009). De drempelwaarde voor arseen is dan ook gebaseerd op de drinkwaternorm en achtergrondwaarden, en op de factor 1,5.

Achtergrondwaarden
Achtergrondwaarden zijn lastig te bepalen. Ze kunnen sterk variëren, afhankelijk van het bodemtype en de diepte van het grondwater. De achtergrondwaarden van de huidige drempelwaarden zijn gebaseerd op het 50-percentiel van de hele dataset zonder preselectie en het 90-percentiel na preselectie van antropogeen beïnvloede metingen (Verweij et al, 2008). Met preselectie worden de (mogelijk) antropogeen beïnvloede meetpunten uit de dataset verwijderd, zodat natuurlijke achtergrondwaarden worden bepaald. De achtergrondwaarden van de nieuw voorgestelde drempelwaarden (De Nijs *et al.*, 2011) zijn gebaseerd op 95-percentiel en een verdeling van de grondwaterlichamen in zoet en zout met een grens bij 300 mg/L chloride. Keuze voor het 90- of 95-percentiel waarbij eventueel rekening wordt gehouden met de betrouwbaarheid van de percentiel, sluit aan bij de methode die binnen de EU is voorgesteld in de 'Guidance on Status and Trend Assessment' (EC, 2009).

Toepassing van de norm
Als het grondwaterlichaam een goede toestand heeft, zijn de verschillende receptoren (drinkwater, oppervlaktewater en terrestrische ecosystemen die worden gevoed door grondwater) in principe beschermd. De beoordeling of een grondwaterlichaam een goede toestand heeft, bestaat uit twee stappen (EC, 2009). Als de gemiddelde concentratie in de verschillende meetlocaties voor alle parameters lager is dan de drempelwaarden (stap 1), dan is het grondwaterlichaam in goede toestand. Bij een overschrijding van de drempelwaarde moet nader onderzoek plaatsvinden om te beoordelen of het grondwaterlichaam een goede toestand heeft (stap 2). Het nader onderzoek bestaat uit 3 generieke testen (chemie, waterbalans en intrusies) en 3 specifieke testen (oppervlaktewater, terrestrische ecosystemen en drinkwater). Het grondwaterlichaam heeft een goede toestand als alle testen positief zijn (goede toestand). Als een van de testen negatief is, dan heeft het grondwaterlichaam een slechte toestand.

Nederland heeft ervoor gekozen de toestandsbeoordeling niet uit te voeren volgens deze tweetrapsraket. De 3 generieke en 3 specifieke testen worden niet alleen uitgevoerd bij een overschrijding van een drempel-

waarde, maar vinden altijd plaats. De generieke testen bepalen de algemene kwantitatieve en chemische toestand. De specifieke testen leveren aandachtspunten op die ook doorwerken in de formulering van maatregelen. Deze werkwijze wijkt af van het guidance document 'Groundwater Status and Trend Assessment' (EC, 2009) maar is mede ingegeven door de keuze om grote grondwaterlichamen aan te wijzen, in plaats van ruimtelijke eenheden die aansluiten op de specifieke testen.

8.5 Wat is de historie van de norm?

De drempelwaarden zijn in 2009 voor het eerst vastgesteld, conform de verplichting hiertoe in de GWR.

8.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Herziene voorstellen
In 2011 zijn de huidige drempelwaarden geëvalueerd door de Nijs *et al.* (2011). De normen zijn in 2011 geëvalueerd omdat (1) de methodiek om achtergrondwaarden af te leiden is heroverwogen en (2) afbraak en verdunning nog niet in beschouwing waren genomen. Deze nieuwe waarden zijn bestuurlijk vastgesteld in december 2012 en zijn in de ontwerp-stroomgebiedbeheersplannen gebruikt bij de beoordeling van de chemische toestand, om de opgave te bepalen voor de planperiode 2016-2021. De nieuwe waarden zijn ook als bijlage opgenomen in de ontwerp-stroomgebiedbeheersplannen die december 2014 ter inzage worden gelegd. Door deze keuze wordt vergelijking met de toestand in 2009 enigszins bemoeilijkt.

Interactie grondwater met oppervlaktewater
De interactie van grondwater met oppervlaktewater is in de huidige norm als worst-case-scenario ingevuld voor de nutriënten. Omdat nog niet bekend is welke oppervlaktewateren grondwaterafhankelijk zijn, is ervoor gekozen ervan uit te gaan dat alle oppervlaktewateren grondwaterafhankelijk zijn. De wetenschappelijk afgeleide waarden moeten dan ook worden gezien als een ondergrens (Verweij *et al.*, 2008). Gericht onderzoek naar (de mate van) de grondwaterafhankelijkheid van ecosystemen zal deze getallen mogelijk doen stijgen (afhankelijk van de achtergrondwaarden).

Interactie grondwater met terrestrische ecosystemen
De interactie van grondwater met terrestrische ecosystemen is niet verwerkt in de huidige norm. Op het moment van afleiding waren de zogenaamde kwaliteitsstandaarden (abiotische randvoorwaarden) voor terrestrische ecosystemen nog niet bekend. Recent onderzoek heeft echter laten zien dat deze kwaliteitsstandaarden voor nutriënten beduidend lager zijn dan de achtergrondconcentraties, waardoor in de praktijk deze interactie niet of nauwelijks tot verlaging van de drempelwaarden zal leiden (Claessens et al, 2014).

Afbraak en verdunning
Bij de huidige drempelwaarden wordt rekening gehouden met afbraak en verdunning door een beleidsmatig gekozen factor van 1,5 toe te passen. Op de schaal van een grondwaterlichaam is het niet mogelijk rekening te houden met afbraak en verdunning (De Nijs *et al.*, 2011). Afbraak en verdunning kan worden bepaald op meer lokale schaal maar niet op de schaalgrootte van een grondwaterlichaam. Door geen rekening te houden met afbraak en verdunning zijn drempelwaarden worst-case waarden, aangezien afbraak en verdunning in veel gevallen wel optreedt.

Nieuwe stoffen
Lidstaten zijn verplicht elke zes jaar de karakterisering, die is uitgevoerd bij aanvang van de KRW en die als doel heeft aan te geven welke grondwaterlichamen at-risk zijn, bij te werken. Een onderdeel van het bijwerken van de karakterisering is om uit te zoeken of er aanleiding is om voor andere stoffen drempelwaarden af te leiden. Dit heeft Nederland nog niet (zorgvuldig) gedaan voor de tweede planperiode.

Detectiegrenzen
Voor de stoffen nikkel, cadmium en lood bleek het niet mogelijk om achtergrondwaarden af te leiden op basis van beschikbare meetgegevens. Daarom is het achtergrondniveau gebaseerd op gangbare detectieli-

mieten (Verweij *et al.*, 2008). Op dit moment wordt door de provincies gewerkt aan de herziening van het stoffenpakket. Hierbij wordt niet alleen aandacht besteed aan de keuze van stoffen, maar ook aan de hoogte van de detectielimieten.

8.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

De drempelwaarden zijn onder andere gebaseerd op drinkwaternormen, waarmee voor de genormeerde stoffen wordt geborgd dat de grondwatervoorraad geschikt blijft (of zo mogelijk wordt) voor de drinkwatervoorziening, voor zover de natuurlijke samenstelling van het grondwater dit toelaat. Voor nitraat geldt dat er in Nederland veel beleid wordt gevoerd om de Europese grondwaterkwaliteitsnorm van 50 mg/L te halen.

Literatuur

BKMW (2009). Besluit van 30 november 2009, houdende regels ter uitvoering van de milieudoelstellingen van de kaderrichtlijn water (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden.

Claessens, J., Verweij, W., Lukacs, S., de Nijs, A.C.M. (2014). Kwaliteitsstandaarden voor interactie grondwater met terrestrische ecosystemen. RIVM-Rapport 607402010. Bilthoven.

EC (2009). Guidance Document No. 18. Guidance on groundwater status and trend assessment. European Commission, Brussel.

EG (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327.

EG (2006). Richtlijn 2006/118/EG van het Europees parlement en de raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Europees parlement.

EU (2014). Richtlijn 2014/80/EU van de Commissie van 20 juni 2014 tot wijziging van bijlage II bij Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand.

Landelijke Werkgroep Grondwater (2013). Protocol voor toestand- en trendbeoordeling van grondwaterlichamen KRW. Product van de Landelijke Werkgroep Grondwater. Redactie door IenM.

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2009). Stroomgebiedbeheerplan Rijn/Maas/Eems/Schelde, bijlage H.

Nijs, de, A.C.M.,Verweij, W., Buis, E., Janssen, G. (2011). Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater. Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren. RIVM-rapport 607402003. Bilthoven.

Verweij, W., H.F.R. Reijnders, H.F. Prins, L.J.M. Boumans, M.P.M. Janssen, C.T.A. Moermond, A.C.M. de Nijs, B.J. Pieters, E.M.J. Verbruggen en M.C. Zijp (2008). Advies voor drempelwaarden. RIVM-Rapport 607300005. Bilthoven.

9 Ratio en onderbouwing normen geluid

Auteurs: R. van Poll, J.A. Verspoor (Verspoor Advies) en D.J.M. Houthuijs

9.1 Welke normen zijn er?

Voor geluid zijn er alleen Nederlandse normen en geen Europese. Wel geeft de EU richtlijnen over geluidkartering en de daarbij te hanteren geluidmaat. De Europese richtlijn 'Omgevingslawaai' is opgenomen in de Nederlandse wetgeving.
De geluidnormen zijn opgenomen in verschillende wettelijke kaders. De belangrijkste daarvan zijn de 'Wet Milieubeheer' (rijksinfrastructuur), de 'Wet Geluidhinder' (provinciale en gemeentelijke verkeer en industrie), de 'Wet Luchtvaart' (vliegverkeer), het 'Activiteitenbesluit' (kleinere inrichtingen en windturbines) en het 'Bouwbesluit' (binnenwaarden). Op dit moment loopt een herzieningstraject van de geluidregelgeving en een van de onderdelen daarvan is het normenstelsel te vereenvoudigen en meer samenhangend onder te brengen in de Omgevingswet en de daaronder liggende besluiten.
Er zijn afzonderlijke normen voor weg-, vlieg- en railverkeer, inrichtingen en windturbines. Deze differentiatie in normen is nodig omdat gelijke geluidniveaus van verschillende typen bronnen tot een sterk verschillende mate van geluidhinder leiden (verschillen in blootstelling-responsrelatie).
De meeste geluidbronnen kennen een bandbreedte-normstelling. De voorkeurswaarden geven de onderkant van de bandbreedte aan. Ze zijn bedoeld om op het gebied van geluid tot hoogwaardige, lokale omgevingskwaliteit te komen en tevens de lasten ten gevolge van de geluidwetgeving te beperken omdat onder die waarde geen (onderzoeks)verplichting meer geldt. De maximale waarden geven de bovengrens van de bandbreedte aan. Bevoegde gezagen maken bij de beoordeling van projecten een afweging aan welke waarde binnen de bandbreedte voldaan moet worden. In uitzonderingsgevallen kan op grond van de 'Interimwet Stad & Milieu' de maximale waarde gemotiveerd worden overschreden.

Omdat gezondheidseffecten van geluid niet alleen aan de hoogte, maar ook aan de duur van de blootstelling gerelateerd zijn, zijn geluidnormen doorgaans equivalente, tijdgemiddelde geluidniveaus. De bekendste zijn de L_{den}: 'Level day-evening-night': gesommeerd equivalent geluidniveau over de dag (7-19 uur), de avond (19-23 uur) en de nacht (23-7 uur). Door extra weegfactoren in de avond- en nachtperiode van 5 respectie-

Tabel 1 Geluidnormen (L_{den} in dB) van SWUNG1.

SWUNG1	voorkeurs-waarde	maximale waarde	binnenwaarde A	binnenwaarde B
rijkswegen	50	65	36	41
spoorwegen	55	70	36	41

velijk 10 dB wordt in die perioden extra bescherming geboden. Meestal wordt er gemiddeld over alle dagen gedurende een bepaalde periode, bijvoorbeeld een jaar. Zo is de 'L_{night}': nachtwaarde: het over alle nachten van een periode, doorgaans 1 jaar, gemiddelde geluidniveau. Met name bij industrielawaai worden ook pieknormen toegepast. Dit wordt gedaan om het effect van schrikreacties als gevolg van plotseling voorkomende geluidpieken in de beoordeling mee te kunnen nemen.
De dosismaten L_{den} en L_{night} zijn overeenkomstig de EU richtlijn 'Omgevingslawaai'.

Tot slot wordt er, naast het type bron, ook onderscheid gemaakt in normen voor saneringssituaties en normen voor de beoordeling van nieuwe projecten en ook voor situaties binnen en buiten de bebouwde kom.

Een belangrijk onderdeel van de herziening van de geluidregelgeving is de introductie van de systematiek van Geluidproductieplafonds (gpp's) met een periodieke monitoring. Deze gpp's zijn geen nieuwe normen, maar geluidniveaus op bepaalde nalevingspunten (referentiepunten), die het geluid van de bestaande situatie dienen te 'beheersen'. Deze aanpassing is voor de rijksinfrastructuur in 2012 van kracht geworden (SWUNG1) en de wijziging voor de provinciale en gemeentelijke situaties zal naar verwachting in 2018 van kracht zijn (SWUNG2). Bij de invoering van SWUNG1 is tevens het normenstelsel dat samenhangt met de rijksinfrastructuur (aanleg en wijziging van rijkswegen en hoofdspoorwegen) sterk vereenvoudigd.

Ter illustratie zijn in Tabel 1 de normen voor de rijksinfrastructuur opgenomen die in SWUNG1 kader in 2012 zijn ingevoerd. De normen richten zich alleen op acties vanuit de infrastructuur. Voor bijvoorbeeld woningbouw gelden nog de veel ingewikkelder normen uit de 'Wet Geluidhinder', waarvoor in het kader van SWUNG2 vereenvoudigingsvoorstellen liggen. De A- en B-waarde maken onderscheid naar de eerder genoemde situatie, bijvoorbeeld naar nieuwbouwsituatie respectievelijk saneringssituatie.

Van de normen in Tabel 1 richten de voorkeurswaarde en de maximale waarde zich op geluidsbelastingen op de gevel van geluidsgevoelige bestemmingen (bijvoorbeeld woningen en scholen). Daarbij wordt verder geen onderscheid naar situatie gemaakt. Alleen het verschil in effect tussen weg- en spoorweglawaai levert een verschil in normering op van 5 dB. Een dergelijk effect is ook zichtbaar in de EU dosis-effectrelaties.
De binnenwaarde regelt dat bij hogere waarden in de bandbreedte (dichter bij de maximale waarde) ten minste binnen geluidgevoelige ruimten van bijvoorbeeld woningen een nog aanvaarbare geluidsbelasting wordt bereikt. Hierbij wordt in SWUNG1 wel een onderscheid naar situatie gemaakt. Achtergrond hiervan is dat het stellen van de gewenste eis van 36 dB aan de gehele, al bestaande woningvoorraad langs de infrastructuur niet haalbaar is.

De gepresenteerde tabel voor SWUNG1 wijkt wat betreft complexiteit sterk af van de nog bestaande normering in het kader van de 'Wet Geluidhinder' voor overige bronnen (lokale en provinciale wegen en industrieterreinen) en voor de planning van geluidsgevoelige bestemmingen. Daar wordt veelal niet alleen een onderscheid gemaakt tussen het type bron, maar ook tussen nieuw en bestaand, binnen- en buitenstedelijk en nog diverse andere bijzondere situaties (bijvoorbeeld zeehavennorm). Het totaal aantal normen laat zich niet gemakkelijk tellen, maar bedraagt ruim 30.

9.2 Wat is het doel van de norm?

Het doel van geluidnormen is bescherming van de gezondheid van de mens. De wet is erop gericht geluidhinder te voorkomen of te beperken. De maximale norm is een resultaatverplichting, de voorkeurswaarden zijn een inspanningsverplichting.

De normen werken zowel curatief als preventief. De curatieve werking komt tot uiting in het saneringsbeleid, waar maatregelen worden getroffen om situaties uit het verleden die niet aan de norm voldoen, aan te pakken. De preventieve werking vloeit voort uit het feit dat nieuwe projecten aan de normen moeten voldoen en er dus geen situaties met normoverschrijding worden toegevoegd.
De normen richten zich op de partij die het initiatief neemt. Deze partij dient een geluidonderzoek te doen en zo nodig geluidmaatregelen te overwegen. Dat kan een gemeente in het kader van de ruimtelijke planning van woningbouw zijn, maar ook bijvoorbeeld een bedrijf dat een vergunning aanvraagt of Rijkswaterstaat die een rijksweg wil wijzigen. De uiteindelijke afweging in de bandbreedte die veelal aanwezig is, ligt meestal bij het lokale bevoegd gezag.
Binnenwaarden bij nieuwbouw zijn niet opgenomen in de geluidwetgeving, maar in het Bouwbesluit. Daarin is de vereiste kwaliteit van de gevel afhankelijk gesteld van de op de nieuwe gevel te verwachten geluidsbelasting.

9.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Geluidnormen zijn bedoeld om de mens te beschermen tegen de gevolgen van een te hoge geluidbelasting. Effecten van geluid zijn hinder- en stressgevoelens, slaapverstoring, waarbij het niet alleen gaat om ontwaakreacties, maar ook om verstoring van de slaapstadia, verhoging van bloeddruk, hart- en vaatziekten, invloed op leerprestaties en concentratiestoornissen. Er zijn ook indicaties dat er sprake is van invloed op het hormonale- en immuunsysteem en op geboortegewicht. Ernstige hinder en slaapverstoring worden gehanteerd als de gezondheidsindicatoren waarop de normstelling is gebaseerd, omdat zij geacht worden het bredere palet aan effecten te representeren.

Bij geluid kan men beter spreken van gevoelige situaties of bestemmingen, omdat de ‘Wet Geluidhinder’ met name bescherming biedt in de woonomgeving, scholen, ziekenhuizen, etc. De werkomgeving wordt enigszins beschermd via arbo-wetgeving en de buitenruimte wordt niet beschermd, behalve in specifieke situaties (stiltegebieden). Op zich zouden bij geluid wel gevoelige groepen kunnen worden onderscheiden (bijvoorbeeld vrouwen, kinderen, ouderen), maar die worden niet afzonderlijk beschermd.

9.4 Hoe is de norm onderbouwd?

De geluidnormen zijn een bestuurlijke keuze. De bovengrens van de bandbreedte is bepaald op basis van een afweging waarbij naast gezondheidskundige ook haalbaarheidsoverwegingen een rol hebben gespeeld.

Er is gekozen voor de bandbreedte systematiek, waarbij een overheid in concrete situaties afweegt waar binnen de bandbreedte de grens wordt gelegd. Zouden de normen worden gebaseerd op gezondheidskundige advieswaarden, dan kan dit leiden tot MTR’s die op het niveau van de voorkeurswaarde komen te liggen. Dit wordt een onuitvoerbare beleidsinspanning geacht.

Geluid is relatief goed te modelleren. De onzekerheden zitten met name in de kwaliteit van de invoergegevens voor de geluidmodellen en de zorgvuldigheid waarmee de omgeving wordt gemodelleerd.

9.5 Wat is de historie van de norm?

De geluidnormen zijn vastgesteld bij de inwerkingtreding van de ‘Wet geluidhinder’, die in 1979 van kracht werd en zijn sindsdien niet meer fundamenteel gewijzigd. Normgetallen zijn in de tussentijd wel enigszins veranderd. Deze aanpassingen vloeiden met name voort uit invoering van andere dosismaten (bijvoorbeeld invoering L_{den} t.g.v EU-richtlijn). Er is het voornemen om in het kader van SWUNG2, in navolging op SWUNG1, de normen sterk te vereenvoudigen (zie paragraaf 9.1). Daarnaast zijn normen aangepast omdat er anders wordt omgegaan met het te verwachte stiller worden van het toekomstig verkeer en zijn er in 2011 nieuwe normen voor windturbines ingevoerd. Nieuwe inzichten op gezondheidskundig gebied zijn geen reden geweest om normen aan te passen.

9.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Zoals eerder gezegd spelen niet alleen gezondheidskundige overwegingen een rol bij het vaststellen van een norm (zie paragraaf 9.4). Daarnaast zijn er gezondheidseffecten die optreden onder de maximale norm (zie paragraaf 9.7). Sinds de eerste vaststelling van de normen zijn er verschillende nieuwe inzichten geweest, maar die zijn niet verwerkt in de norm, omdat die ofwel niet substantieel genoeg worden geacht, ofwel nog onvoldoende hard zijn om een nieuwe discussie over de hoogte van de norm te starten.
Interessant in het kader van de Omgevingswet is de ontwikkeling van kennis over de relatie tussen geluid en andere beleidsthema's, die de kwaliteit van de leefomgeving beïnvloeden. Het gaat hier dan om cumulatie, zowel binnen geluid als met andere thema's als luchtkwaliteit, geur en externe veiligheid, om de mate waarin sprake kan zijn van compensatie, en om het complex van factoren dat met healthy urban living (HUL) wordt aangeduid. Een specifiek thema vanuit geluid hierin is 'soundscaping', waarbij de inzet niet primair is dat geluidsniveaus omlaag gebracht worden, maar dat een geluidklimaat wordt gecreëerd dat zo goed mogelijk past bij het karakter van het gebied zodat het vervolgens als positief wordt gewaardeerd.

9.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

De belangrijkste gezondheidseffecten van geluid zijn hinder, slaapverstoring, verhoogde bloeddruk en hart- en vaatziekten. De meeste voorkeurswaarden bieden bescherming tegen effecten, behalve tegen (ernstige) hinder en ontwaakreacties en (ernstige) slaapverstoring. Deze treden ook nog op onder de voorkeurswaarden.
Er zijn blootstellings-responsrelaties beschikbaar voor bepaling van de omvang (%) van de (ernstige) hinder door geluid van verschillende brongroepen (zoals weg- , vlieg- en treinverkeer) en voorgesteld voor gebruik in de Europese Unie (EC, 2002). Bij een geluidbelasting rond de genoemde voorkeurswaarden uit Tabel 1 bedraagt het percentage ernstige hinder voor weg- of railverkeer de ordegrootte van 2-3%; bij de maximale waarde uit Tabel 1 is dit rond de 16% voor weg- en railverkeer. Voor windturbinegeluid leidt de maximale waarde tot 9% ernstig gehinderden.
Voor andere effecten (leerprestatie, verhoogde bloeddruk, hart-en vaatziekten) zijn ook blootstellings-responsrelatie beschikbaar, maar daarvan wordt toepassing in normen (nog) niet overwogen.
De opvattingen over het geluidniveau waarbij effecten op het cardiovasculaire systeem optreden, zijn aan verandering onderhevig. Zo concludeerde de Gezondheidsraad in 1994 dat er vanaf 70 dB wegverkeersgeluid sprake is van een verhoogde kans op coronaire hartziekten en hypertensie. Resultaten uit recente meta-analyses (Babisch en Van Kamp, 2009; Van Kempen en Babisch, 2012; Vienneau *et al.*, 2013; Babisch 2014) geven aan dat geluidniveaus vanaf ca. 50 dB Lden, het niveau van de meeste voorkeurswaarden, het risico op verhoogde bloeddruk en op coronaire hartziekten kunnen verhogen. Het relatieve risico neemt 4 tot 13% per 10 dB verhoging van het geluidniveau toe (vanaf 50 dB L_{den}), afhankelijk van het gezondheidseffect en de geluidbron.

Literatuur

Activiteitenbesluit milieubeheer (2007). Besluit van 19 oktober 2007, houdende algemene regels voor inrichtingen (Besluit algemene regels voor inrichtingen milieubeheer). BWBR0022762, Stb 2007, 472.

Babisch, W., Van Kamp, I. (2009). Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. Noise and Health, 11 (44), pp. 161-168.

Babisch, W. (2014). Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis. Noise and Health, 16 (68), pp. 1-9.

Bouwbesluit (2012). Besluit van 29 augustus 2011 houdende vaststelling van voorschriften met betrekking tot het bouwen, gebruiken en slopen van bouwwerken. Stb. 2011, 416.

European Communities (2002). Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Gezondheidsraad: Commissie Geluid en gezondheid (1994). Geluid en gezondheid. Publicatie nr 1994/15. Gezondheidsraad, Den Haag.

Interimwet Stad en Milieu. Wet van 19 januari 2006, houdende regels met betrekking tot zuinig en doelmatig ruimtegebruik en optimale leefomgevingskwaliteit in stedelijk en landelijk gebied en met betrekking tot coördinatie van procedures. BWBR0019466. Stb 2006, 38.

Van Kempen, E., Babisch, W. (2012).The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: A meta-analysis. Journal of Hypertension, 30 (6), pp. 1075-1086.

Vienneau, D., Perez, L., Schindler, C., Probst-Hensch, N., Röösli, M. (2013).The relationship between traffic noise exposure and ischemic heart disease: a meta-analysis. In: Proceedings of INTER-NOISE 2013, the 42nd International Congress and Exposition on Noise Control Engineering. Innsbruck, Austria.

Wet Geluidhinder. Wet van 16 februari 1979, houdende regels inzake het voorkomen of beperken van geluidhinder. BWBR0003227. Stb 1979, 99.

Wet Geluidvaart. Wet van 18 juni 1992, houdende algemene regeling met betrekking tot het luchtverkeer. BWBR0005555. Stb 1992, 368.

10 Ratio en onderbouwing normen geur: bedrijfsmatige activiteiten

Auteur: T. Fast (Fast Advies)

10.1 Welke normen zijn er?

Uitgangspunt van het geurbeleid is het voorkomen van onaanvaardbare hinder. Voor de mate van hinder zijn geen normen opgesteld. Over het algemeen bepaalt het bevoegd gezag hoeveel hinder aanvaardbaar is. In enkele gevallen zijn wel toetsingswaarden opgesteld voor de geurbelasting waarbij sprake zou zijn van een aanvaardbaar niveau van hinder. De ministeriële regeling van het Activiteitenbesluit (Activiteitenbesluit milieubeheer, 2014), richt zich onder andere op geurhinder en maakt daarbij onderscheid tussen 'niet vergunningplichtige inrichtingen' en 'vergunningplichtige inrichtingen'. In de genoemde regeling zijn bijna geen normen voor de geurbelasting opgenomen. Geurnormen zijn, voor zover beschikbaar, bijna allemaal opgenomen in de Nederlandse Emissie Richtlijn (NeR, 2014).

Voor geur wordt de Europese eenheid ouE (odour unit) gebruikt om de hoeveelheid geur aan te geven. Geurbelasting is dan de hoeveelheid geur per m3 lucht. Als maat voor de geurbelasting wordt over het algemeen het '98-percentiel' gebruikt. Een 98-percentiel (P98) houdt in, dat in 98% van de tijd in een jaar de geurbelasting op een bepaalde locatie onder de betreffende waarde is.

Niet-vergunningplichtige inrichtingen
Voor niet-vergunningplichtige inrichtingen (type A en B inrichtingen) zijn in de ministeriële regeling van het Activiteitenbesluit voor vrijwel alle gevallen geen geurnormen opgenomen, maar wel maatregelen en een maatwerkmogelijkheid om met behulp van een stappenplan zo nodig aanvullende eisen te stellen. Alleen voor de activiteit "Behandeling van stedelijk afvalwater" is als doelvoorschrift vastgesteld een maximale geurbelasting als 98-percentiel ter plaatse van geurgevoelige objecten en een hogere maximale geurbelasting bij een gezoneerd industrieterrein, een bedrijventerrein of buiten de bebouwde kom (Agentschap NL, 2014).

Vergunningplichtige inrichtingen
Ook voor vergunningplichtige inrichtingen (type C inrichtingen) zijn in de ministeriële regeling van het

Activiteitenbesluit geen landelijke geurnomen vastgesteld, maar wordt met behulp van een stappenplan bepaald welke maatregelen nodig zijn om te komen tot een aanvaardbaar hinderniveau. Voor een aantal bedrijfstakken is in samenwerking met de branche onderzoek gedaan naar de relatie tussen de geuremissie, maatregelen, geurbelasting en hinder. Op basis hiervan zijn op bracheniveau afspraken gemaakt over een standaardmaatregelenpakket (Best Beschikbare Technieken) en bijbehorende aanvaardbare hinderniveaus. In dit standaardmaatregelenpakket zijn de technische, financiële en sociaaleconomische aspecten al verwerkt. Deze afspraken zijn vastgelegd in de bijzondere regelingen in de Nederlandse Emissie Richtlijn (NeR, 2014). Voor de volgende bedrijfstakken zijn toetsingswaarden (maximaal aanvaardbare geurbelastingen) opgenomen:

- asfaltmenginstallaties (98- en 99,99-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties);
- beschuit- en banketindustrie (98-percentiel);
- bierbrouwerijen (98-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties);
- cacaobonen en verwerkende industrie (98-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties);
- compostering van groenafval in de open lucht (98-, 99,5- en 99,9-percentiel);
- diervoederbedrijven (98-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties);
- gft-compostering (98-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties);
- groenvoerdrogerijen (98-percentiel);
- koffiebranderijen (98-percentiel voor bestaande situaties);
- slachterijen (98-percentiel voor bestaande situaties);
- vleeswarenbedrijven (inclusief vleesbereiding) (98-percentiel voor bestaande en nieuwe situaties).

Hoewel het bevoegd gezag beslist, gelden deze toetsingswaarden in de praktijk voor deze bedrijfstakken als normen voor de geurbelasting. Deze toetsingswaarden lopen van 0,5 (voor rioolwaterzuiveringen) tot 5 (voor broodbakkerijen) ou_E/m^3 als 98-percentiel (Agentschap NL, 2013). Dit hangt samen met de (on) aangenaamheid (hedonische waarde) van de geur. Voor bestaande situaties zijn de toetsingswaarden minder streng dan voor nieuwe situaties.

Indicatieve afstanden in verband met geurhinder

Bij het voorbereiden/opstellen van ruimtelijke plannen moet rekening worden gehouden met de geuruitstoot van bedrijven. Dit is enerzijds verankerd in bestemmingsplannen (planologische mogelijkheden) en anderzijds in omgevingsvergunningen of het Activiteitenbesluit.
De VNG-handreiking Bedrijven en milieuzonering (VNG, 2009) geeft voor elke categorie bedrijven een indicatie van de minimaal te hanteren afstand tussen een geurrelevant bedrijf en een kwetsbare bestemming. In het algemeen is de vigerende bestemming afgestemd op de indicatieve afstanden uit deze handreiking en de vergunde milieuruimte. De VNG-publicatie is een hulpmiddel voor een eerste snelle indicatie, maar is op zichzelf onvoldoende om de milieugebruiksruimte van bedrijven in beeld te brengen (Agentschap NL, 2013). De in de publicatie genoemde afstanden kunnen dan ook niet als geurnorm worden betiteld.

Lokaal geurbeleid

Over het algemeen hebben provincies en een aantal gemeenten lokaal beleid geformuleerd dat gebaseerd is op de geurbelasting (98-percentiel) gecombineerd met de hedonische waarde. Bij toenemende geurconcentratie kan de hedonische waarde afnemen. Bij de geurconcentratie waarbij de hedonische waarde -1 (licht onaangenaam) is wordt hinder verwacht en waarbij de waarde -2 (onaangenaam) is, wordt ernstige hinder verwacht. Over het algemeen wordt de geurbelasting, waarbij de hedonische waarde -2 is, gehanteerd als bovengrens. Bij geurconcentraties waarbij de hedonische waarde -0,5 (zeer licht onaangenaam) of -1 is, vindt er over het algemeen voor woningbouw een afweging plaats (Smeets en Fast, 2006).

10.2 Wat is het doel van de norm?

Het algemene doel van de maatregelen en toetsingswaarden gericht op geur is te komen tot een 'aanvaardbaar hinderniveau'. Hoeveel hinder aanvaardbaar is wordt vastgesteld door het bevoegd gezag (provincie of gemeente). Dit wordt in de vergunning vastgelegd in de vorm van een maximale geurbelasting, een maximale geuremissie dan wel te nemen maatregelen (Agentschap NL, 2013). Aspecten die het bevoegd gezag hierbij kan betrekken zijn bijvoorbeeld lokaal geurbeleid, de huidige en verwachte hinder, de aard en

waardering van de geur, het klachtenpatroon, de technische en economische gevolgen van maatregelen, of de maatregelen overeenkomstig zijn met de Best Beschikbare Technieken (BBT) zoals die opgenomen zijn in de nationale BBT documenten, de lokale situatie, de historie van het bedrijf of de toekomstige ontwikkelingen in de bedrijfstak en de leefomgeving (Agentschap NL, 2013).

Het algemene geurbeleid is door het ministerie van VROM beschreven in de Herziene Nota Stankbeleid uit 1994 en in aanvulling daarop in de Brief van de minister van VROM uit 1995 (VROM, 1995). Het geurbeleid is verder uitgewerkt in een stappenplan voor het bepalen van het aanvaardbaar hinderniveau dat eerst in de NeR en sinds december 2012 is opgenomen in hoofdstuk 3 van de handleiding geur: bepalen van het aanvaardbaar hinderniveau van industrie en bedrijven (niet veehouderijen) (Agentschap NL, 2013).

In Nederland werd in 1995 meer dan 20% van de bevolking gehinderd door stank. In het Nationaal Milieubeleidsplan uit 1989 (NMP) werd als doelstelling voor stank voor het jaar 2000 opgenomen maximaal 750.000 stankbelaste woningen, wat overeenkwam met 12% gehinderden. In de brief uit 1995 is als doelstelling voor 2010 geformuleerd, dat er geen ernstige hinder is. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat geen ernstige hinder meer optreedt als het percentage ernstig gehinderden 3% of minder is (Agentschap NL, 2013).

10.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De toetsingswaarden uit de NeR zijn gericht op het voorkomen van ernstige hinder. Ook het provinciaal- en gemeentelijk geurbeleid is over het algemeen gericht op het voorkomen van ernstige hinder. ‘Geen ernstige hinder’ is steeds gedefinieerd als 3% of minder ernstig gehinderden. Zoals hierboven is aangegeven is er ook nog een algemeen beschermingsdoel gericht op maximaal 12% gehinderden. De verdere uitwerking en invulling van het beleid richt zich vooral op het voorkomen van ‘ernstige hinder’.

Hinder kan worden gedefinieerd als het gevoel van ongenoegen dat optreedt wanneer een milieufactor wordt waargenomen, of als de waarneming iemands gedrag of activiteiten negatief beïnvloedt, of als door de waarneming iemand vermoedt dat deze milieufactor een negatieve invloed heeft (Smeets en Fast, 2006).

Geurgevoelige bestemmingen
Het geurbeleid richt zich in de eerste plaats op het beschermen van geurgevoelige bestemmingen in de woon- en leefomgeving. Naast woningen kunnen dit ook andere locaties zijn waar mensen zich gedurende langere tijd bevinden en waar blootstelling aan geur tot hinder kan leiden, zoals in ziekenhuizen, verzorgings- en verpleegtehuizen en recreatiegebieden.
Hoewel in principe alle geurgevoelige objecten moeten worden beschermd tegen geuroverlast, kan het bevoegd gezag in de vergunningverlening wel verschillen in het niveau van bescherming hanteren. Voor een bedrijfswoning kan bijvoorbeeld een lager beschermingsniveau en dus een hogere geurbelasting gehanteerd worden dan voor aaneengesloten woonbebouwing (Agentschap NL, 2013).

Nieuwe en bestaande situaties
In het Activiteitenbesluit en bij vergunningverlening wordt verschillend omgegaan met nieuwe en bestaande situaties. Nieuwe situaties moeten voldoen aan de geurvoorschriften die het Activiteitenbesluit stelt. Voor de meeste bestaande situaties geldt het overgangsrecht, waardoor de geurvoorschriften niet van toepassing zijn (Ministeriële regeling bij het Activiteitenbesluit, artikelen 6.7 en 6.8). Er is van uitgegaan dat de benodigde voorzieningen om geurhinder te voorkomen of beperken reeds getroffen zijn. Wel kunnen maatwerkvoorschriften worden opgelegd wanneer er sprake is van onaanvaardbare geurhinder (Agentschap NL, 2013).

10.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Deze paragraaf gaat over de onderbouwing van de toetsingswaarden (maximaal aanvaardbare geurbelastingen) in de NeR.

Telefonisch leefsituatieonderzoek
Over het algemeen is de mate van ernstige geurhinder vastgesteld met het telefonisch leefsituatieonderzoek (TLO). In deze enquête wordt gevraagd in welke mate mensen een bepaalde bron in de woonomgeving als hinderlijk ervaren op basis van een 10-puntsschaal van 0 (niet gehinderd) tot 10 (extreem gehinderd). Mensen die 8, 9 of 10 antwoorden, zijn ernstig gehinderd. De vragenlijst die daarvoor wordt gebruikt is gebaseerd op de ISO-15666 (2003) voor geluidshinder (Agentschap NL, 2013).

Onderbouwing toetsingswaarden (maximaal aanvaardbare geurbelastingen)
Over het algemeen werden de geuremissies vastgesteld met behulp van emissiekengetallen die in geuronderzoek in de branche werden vastgesteld. De verspreiding werd berekend met behulp van een verspreidingsmodel. De hinder werd vastgesteld met het Telefonisch Leefsituatie Onderzoek (TLO).
Bij veel bedrijfstakken is het onderzoek slechts bij enkele bedrijven uitgevoerd. Bij de beschuit- en banketbakkerijen is de relatie slechts gebaseerd op onderzoek bij één bedrijf, omdat er niet veel situaties waren die aan de randvoorwaarden van een TLO voldeden. Bij asfaltmenginstallaties zijn er verschillende emissiepunten met een eigen hedonische waarde en aanvaardbaar hinderniveau (NeR, 2014).
Bij de compostering van groenafval in de open lucht, diervoederbedrijven, groenvoerdrogerijen, grote bakkerijen en koffiebranderijen kon geen algemene relatie worden vastgesteld. Op basis van klachtenanalyses, ervaringen van vergunningverleners of technische mogelijkheden werden aanvaardbare niveaus afgeleid (NeR, 2014).
Bij rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) is met een uitgebreide enquête binnen de branche bepaald bij welke geurconcentraties in het algemeen geen klachten meer voorkomen. Opgemerkt werd, dat bij een bepaalde geurconcentratie het aantal RWZI's met klachten sterk toe nam, maar dat lokale afwijkingen hiervan zeker mogelijk zijn (NeR, 2014).

De in de bijzondere regelingen van de NeR opgenomen aanvaardbare geurbelastingniveaus beschermen alleen tegen het optreden van ernstige hinder. Deze toetsingsniveaus zijn deels gebaseerd op wat economisch of technisch haalbaar is. Maar ook als deze niveaus alleen gebaseerd zijn op het voorkómen van ernstige hinder, kan er onder deze niveaus toch ernstige hinder optreden (zie paragraaf 10.6).

Piekbelastingen
Pieken in de geurbelasting veroorzaken een belangrijk deel van de geurhinder. Dit uit zich onder andere in klachten. Piekbelastingen worden veroorzaakt door wisselende meteocondities, discontinuïteit van emissies of het verspreidingskarakter van hoge bronnen (hoger dan circa 30 m).
De geurbelasting van niet-continue bronnen wordt beter inzichtelijk gemaakt door percentielen hoger dan het 98-percentiel te beschouwen. In bijzondere regelingen in de NeR zijn daarom hogere percentielen opgenomen als toetsingswaarden voor groencomposteringen en voor asfaltmenginstallaties (Agentschap NL, 2013). Voor een continue geurbron is het 98-percentiel over het algemeen een effectieve maat om de geurhinder te beschrijven, maar ook dan kunnen wisselende meteocondities of bedrijfsincidenten nog tot piekbelastingen en (ernstige) hinder leiden.

Cumulatie
Bij het landelijk geurbeleid en de toetsingswaarden wordt geen rekening gehouden met cumulatie van geur van verschillende bronnen.
Er kan een bedrijf zijn met emissie van verschillende geuren, er kunnen meer bedrijven zijn met eenzelfde geur of meer bedrijven met verschillende geuren. Het kan ertoe leiden dat het aantal geurbelaste uren en/of de geurbelasting toeneemt, maar ook dat het geurtype door menging van geuren varieert. Het kan vóórkomen dat afzonderlijke bedrijven aan de geurnorm voldoen en dat door cumulatie de totale geurbelasting het aanvaardbaar hinderniveau ruim overschrijdt.
Het effect van cumulatie op de geurhinder is echter moeilijk te voorspellen. De cumulatieve geurbelasting geeft nog geen informatie over de hinder. Om de hinder te meten, kan in het gebied een hinderenquête worden afgenomen. Het is daarmee ook mogelijk om een dosis-effectrelatie af te leiden voor de cumulatieve geurbelasting (berekend) en de cumulatieve hinder (gemeten met een hinderenquête). Deze kan bruikbare informatie geven voor een specifieke situatie (Agentschap NL, 2013).

10.5 Wat is de historie van de norm?

Vanaf 2003 wordt de Europese eenheid ouE gebruikt (odour unit) om hoeveelheden geur aan te geven. Voor 2003 werd geur uitgedrukt in de eenheid aangegeven als ge (omrekening: 1 ou_E = 2 ge).
Tot 1995 werd de ontwerpgrenswaarde voor de geurbelasting van 1 ge/m^3 gebruikt. Voor bestaande bedrijven mocht deze concentratie in 98% (98-percentiel) en voor nieuwe bedrijven in 99,5% (99,5-percentiel) van de tijd niet overschreden worden. De bovengrens voor bestaande bedrijven was gesteld op 10 ge/m^3. Boven deze concentratie zou er sprake zijn van ernstige hinder.
Deze normering ging er vanuit dat er een algemene relatie tussen geurbelasting en hinder was. Na veel discussie over de invloed van de aard van de geur op de hinder werd dit beleid in 1995 losgelaten.
De bovengrens en de grenswaarden werden geschrapt en het bevoegd orgaan mocht vaststellen welke mate van hinder nog acceptabel is. Als nationale doelstelling geldt dat er hoogstens 12% gehinderden zijn en geen ernstig gehinderden.

Vanaf 1995 wordt er van uitgegaan dat de aard van de geur van invloed is op de hinderlijkheid. Voor categorie 1 bedrijven van de bijzondere regelingen van de NeR werd in samenwerking met de branche per bedrijfstak onderzoek verricht naar de relatie tussen geuremissie, geurbelasting en hinder. Ook werden aanvaardbare immissieconcentraties vastgesteld (Fast, Van den Hazel en Van de Weerdt, 2012).

10.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

De in de bijzondere regelingen opgenomen aanvaardbare geurbelastingen zijn gebaseerd op onderzoeken naar de relatie tussen geuremissie, geurbelasting en hinder bij enkele bedrijven. De basis is hiermee beperkt en voor veel bedrijfstakken zijn geen aanvaardbare geurbelastingen beschikbaar.
Naast de geurbelasting is echter een groot aantal andere factoren in meer of mindere mate van invloed op de mate van ervaren hinder. Enkele factoren hebben betrekking op de karakteristieken van de geur, andere op demografische of sociaaleconomische factoren. Ook kunnen persoonsgebonden en cognitieve factoren een grote rol spelen.
Vooral een lage hedonische waarde (onaangename geur), een hogere frequentie, een probleemgerichte copingstijl, een negatieve attitude ten opzichte van de geurbron of overheid, de verwachting dat de geur zal toenemen, en bezorgd of angstig zijn voor gezondheidseffecten kunnen leiden tot meer hinder (Smeets & Fast, 2006). Dit betekent, dat in sommige situaties ook onder de in de bijzondere regelingen opgenomen aanvaardbare geurbelastingen ernstige hinder kan voorkomen.

10.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

Geur kan verschillende effecten oproepen bij de mens, die als nadelig voor de gezondheid worden beschouwd (Smeets & Fast, 2006).
De waarneming van geur verloopt via de receptoren in het reukepitheel. Volgend op de stimulatie van de receptoren ontstaat waarneming van de frequentie, de intensiteit, de hedonische waarde en de kwaliteit (bijvoorbeeld ‘oplosmiddelachtig’) van de geur.
Door mensen wordt de waarneming van de geur vermoedelijk in twee stappen geëvalueerd. Bij de primaire evaluatie wordt geschat of de geur potentieel bedreigend is. Wordt de geur als onaangenaam of de situatie als potentieel bedreigend beschouwd, dan leidt dit tot (ernstige) hinder.

Bij de secundaire evaluatie van de waarneming van de geur beoordeelt het individu of het met die potentieel bedreigende situatie goed overweg kan (coping). Geeft de uitkomst van deze evaluatie aan dat het individu de eigen vermogens tot hiermee omgaan als onvoldoende ervaart, dan zal er stress worden ervaren met de daaraan gerelateerde fysiologische effecten. De hinder gaat dan vergezeld van stress gerelateerde somatische gezondheidseffecten. Het is niet duidelijk welke gezondheidseffecten dit zijn; de resultaten van onderzoeken naar het verband tussen geurbelasting en stress gerelateerde gezondheidsklachten, zoals hoofdpijn, benauwdheid en misselijkheid, zijn niet consistent (Smeets & Fast, 2006).
Directe somatische gezondheidseffecten hoeven in principe niet op te treden. De meeste geurstoffen zijn

namelijk al te ruiken bij heel lage concentraties. Bij dergelijke concentraties zijn over het algemeen geen toxische effecten te verwachten.
De evaluatie van de geur kan ook leiden tot verstoring van gedrag of activiteiten. De meest voorkomende verstoringeffecten zijn vermoedelijk het ramen sluiten, het niet graag buiten zijn, bezoek niet graag uitnodigen en/of familie of vrienden komen niet graag op bezoek, vertrouwde/aangename geuren niet meer kunnen ruiken, minder diep ademhalen en het indienen van klachten.
Geur kan dus verschillende gezondheidseffecten oproepen bij de mens: (ernstige) hinder, verstoring van gedrag en activiteiten en stress gerelateerde somatische gezondheidsklachten. Het meest voorkomende en beschreven gezondheidseffect van geur is (ernstige) hinder (Smeets & Fast, 2006).

Zoals in de vorige paragraaf is toegelicht, kan ernstige hinder in sommige situaties ook voorkomen onder de in de bijzondere regelingen in de NeR opgenomen aanvaardbare geurbelastingen.

Literatuur

Activiteitenbesluit milieubeheer (2014).
http://wetten.overheid.nl/BWBR0022762/geldigheidsdatum_06-10-2014.

Agentschap NL (2013). Handleiding geur: bepalen van het aanvaardbaar hinderniveau van industrie en bedrijven (niet veehouderijen), hoofdstuk 3. Agentschap NL, 14 augustus 2013.

Agentschap NL (2014). Website www.infomil.nl, geraadpleegd maart 2014.

Boers, D. (2013). Persoonlijke mededeling. GGD'en Brabant/Zeeland, Bureau Gezondheid, Milieu & Veiligheid.

Fast, T., Van den Hazel, P.J., Van de Weerdt, D.H.J. (2012). Gezondheidseffectscreening; gezondheid en milieu in ruimtelijke planvorming. GGD Nederland, Bureau Medische Milieukunde en Fast Advies.

NeR (2014). Nederlandse Emissie Richtlijn, hoofdstuk 3.3, bijzondere regelingen voor specifieke processen, http://www.infomil.nl/onderwerpen/klimaat-lucht/ner/digitale-ner/

Smeets, M. en T. Fast (2006). Dosis effectrelatie geur; Effecten van geur. Universiteit Utrecht, Fast Advies en OpdenKamp Adviesgroep, IP-DER-06-40.

VNG-handreiking Bedrijven en milieuzonering (2009). http://www.vng.nl/onderwerpenindex/milieu-en-mobiliteit/externe-veiligheid/bedrijven-en-milieuzonering

11
Ratio en onderbouwing normen geur: veehouderijen

Auteur: T. Fast (Fast Advies)

11.1 Welke normen zijn er?

Maximaal toegestane geurbelasting veehouderijen
Sinds 2007 is de Wet geurhinder en veehouderij (Wgv, 2009) van kracht geworden. De wet beperkt zich tot de geur die vrijkomt als gevolg van het houden van dieren in dierenverblijven. De geur die vrijkomt bij bijvoorbeeld het uitrijden van mest, is niet geregeld in de Wgv.

Voor geur wordt de Europese eenheid ouE (odour unit) gebruikt om de hoeveelheid geur aan te geven. Geurbelasting is dan de hoeveelheid geur per m^3 lucht. Als maat voor de geurbelasting wordt over het algemeen het '98-percentiel' gebruikt. Een 98-percentiel (P98) houdt in, dat in 98% van de tijd in een jaar de geurbelasting op een bepaalde locatie onder de betreffende waarde is.

De Wgv geeft de maximaal toegestane geurbelasting als 98-percentiel voor gevoelige objecten als gevolg van de geuremissie uit dierenverblijven van een veehouderij. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in vier situaties: een concentratiegebied, een niet-concentratiegebied en binnen of buiten de bebouwde kom. In Bijlage 1 van de Meststoffenwet(zie ook bijlage 14 van de Handreiking bij de Wet geurhinder en veehouderij (Wgv, 2006) is aangegeven welke gemeenten tot de concentratiegebieden behoren (Infomil, 2014). Daarnaast kan een gemeente bij gemeentelijke verordening bepalen dat een bepaald gebied wordt aangemerkt als concentratiegebied.
In een niet-concentratiegebied binnen de bebouwde kom is de toegestane geurbelasting het laagst (2 ouE/m^3), in een concentratiegebied buiten de bebouwde kom het hoogst (14 ouE/m^3). De geurbelasting van een veehouderij wordt bepaald op basis van de geuremissiefactor (geurbelasting per dier, diersoort en stalsysteem). De maximaal toegestane geurbelasting geldt voor de voorgrondbelasting; dit is de geurbelasting van één bedrijf.

Minimaal vereiste afstand

Voor dieren waar geen geuremissiefactor is vastgesteld, dient een afstand binnen de bebouwde kom van ten minste 100 meter en buiten de bebouwde kom van ten minste 50 meter aangehouden te worden. Voor pelsdieren, waarvoor ook geen geuremissiefactoren zijn vastgesteld, zijn in de Regeling Geurhinder Veehouderij (Rgv, 2006) minimumafstanden gegeven die gekoppeld zijn aan de omvang van het veebestand. Vanwege de aanzienlijke geurhinder wordt verwacht niet te kunnen volstaan met een minimumafstand van 50 of 100 meter.

Bandbreedte

De gemeenteraad is bevoegd lokale afwegingen te maken over de te accepteren geurbelasting en in afwijking van de maximaal toegestane geurbelasting een andere waarde te stellen. Hiervoor is voor elk van de vier situaties wel een bandbreedte vastgesteld. De gemeenteraad is ook bevoegd om van de afstanden af te wijken (met als ondergrens deze te halveren). Onder toepassing van de Interim-wet stad-en-milieubenadering kan het gemeentebestuur voor (delen van) die gebieden een beschermingsniveau vaststellen dat de grenzen van de bandbreedte overschrijdt (Infomil, 2014).

De maximaal toegestane geurbelasting en de bandbreedte zijn voor de verschillende gebieden als volgt.

Tabel 1 Maximaal toegestane geurbelasting als 98-percentiel volgens de Wet geurhinder en veehouderij (Wgv)

Gebied	Maximaal toegestane geurbelasting (ou_E/m^3)	Bandbreedte
Concentratiegebied, binnen bebouwde kom	3,0	0,1 - 14
Concentratiegebied, buiten bebouwde kom	14,0	3 - 35
Niet-concentratiegebied, binnen bebouwde kom	2,0	0,1 - 8
Niet-concentratiegebied, buiten bebouwde kom	8,0	2 - 20

Geurhinder

De Wgv schrijft voor dat de geurbelasting door een veehouderij op een geurgevoelig object bepaalde waarden niet mag overschrijden. Voor de mate van geurhinder geeft de wet geen waarden of bandbreedten. De gemeenteraad kan beoordelen of de geurhinder past bij de doelstellingen voor het gebied en of de mate van geurhinder acceptabel wordt geacht.

Activiteitenbesluit

Sinds 1 januari 2013 vallen veel veehouderijen in hun geheel onder het Activiteitenbesluit. Zij hebben geen vergunning nodig, maar moeten wel voldoen aan voorschriften van het Activiteitenbesluit. Eisen uit de Wgv, zoals de maximaal toegestane geurbelastingen, zijn opgenomen in het Activiteitenbesluit. De voor geuroverbelaste situaties geldende 50% regeling uit de Wgv is, vereenvoudigd, ook opgenomen in het Activiteitenbesluit. Als sprake is van een overschrijding van de norm voor de geurbelasting, is de toegestane geurbelasting bij het uitbreiden of wijzigen van de veehouderij de norm plus de helft van de huidige overschrijding. Grotere veehouderijen hebben nog steeds een omgevingsvergunning milieu nodig. Bijlage 1 van het Besluit omgevingsrecht (Bor, 2014) geeft aan vanaf welke aantallen dieren dit nodig is. Bij zeer grote varkens- en pluimveehouderijen kan de Richtlijn Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC-richtlijn, 2010) van toepassing zijn. Deze veehouderijen hebben altijd een omgevingsvergunning milieu nodig. Bij een omgevingsvergunning is de Wgv van toepassing.

11.2 Wat is het doel van de norm?

Het doel van de geurnormen in de Wgv is een geurgevoelig object tegen 'overmatige geurhinder' te beschermen. In de Memorie van Toelichting bij het voorstel Wgv wordt uitgelegd dat de Wgv geen saneringsverplichting kent. Bestaande overbelaste situaties hoefden niet direct na inwerkingtreding van de Wgv actief ongedaan te worden. Bij vergunningaanvragen moet wel getoetst worden.

In de Wgv is opgenomen dat bij een vergunningaanvraag de geurbelasting bij gevoelige objecten berekend moet worden met het verspreidingsmodel V-Stacks vergunning. Voor berekening van de emissie moet gebruik worden gemaakt van in de Regeling geurhinder en veehouderij opgenomen emissiekengetallen die de geuremissie per dier, diersoort en stalsysteem geven. De geuremissie wordt berekend door het aantal dieren te vermenigvuldigen met het kengetal. De berekende geurbelasting moet worden getoetst aan de maximaal toegestane geurbelasting. Is de berekende geurbelasting hoger, dan moet de vergunning worden geweigerd, maar de gemeente is bevoegd hier bij gemeentelijke verordening vanaf te wijken.

Als bij gemeentelijke verordening wordt afgeweken, moet de gemeenteraad dit zorgvuldig onderbouwen, waarbij een aantal aspecten betrokken moet worden:
a. de huidige en de te verwachten geursituatie vanwege de veehouderijen in het gebied;
b. het belang van een geïntegreerde aanpak van de verontreiniging, en
c. de noodzaak van een even hoog niveau van de bescherming van het milieu.

Als afgeweken wordt, dan betrekt de gemeenteraad tevens:
a. de gewenste ruimtelijke inrichting van het gebied, of
b. de afwijkende relatie tussen geurbelasting en geurhinder.

De Handreiking Wgv geeft voor deze beoordeling informatie over de te verwachten hinder bij verschillende geurbelastingen. In Bijlage 6 van de handreiking is hiervoor een tabel gegeven met de geurconcentratie en bijbehorend percentage gehinderden voor concentratie- en niet-concentratiegebieden (Infomil, 2007b). Deze tabel is gebaseerd op de relaties die door PRA zijn vastgesteld (PRA, 2007). In 2001 werd door PRA (nu PRA Odournet BV) een geurhinderonderzoek rond varkenshouderijen uitgevoerd (PRA, 2001). Volgens de Handreiking Wgv biedt het laatste aspect de mogelijkheid om voor andere diercategorieën dan varkens uit te gaan van een afwijkende relatie als uit landelijk onderzoek blijkt, dat deze statistisch significant anders is.

De vergunning hoeft niet te worden geweigerd als de aanvraag niet 'geurrelevant' is. De overbelaste situatie is er bijvoorbeeld al en de nieuwe aanvraag betreft bijvoorbeeld de aanleg van een mestsilo. De geuremissie neemt hierdoor niet toe. Ook in geval de 50/50-regeling wordt toegepast hoeft de vergunning niet te worden geweigerd. Deze regeling houdt in, dat als in een overbelaste situatie een geurreducerende maatregel wordt toegepast en de situatie dus iets minder overbelast wordt, de helft van deze 'geurwinst' gebruikt mag worden om het dierenaantal uit te breiden.
Bij de vergunningaanvraag voor een veehouderij met dieren waarvoor geen emissiefactoren zijn vastgesteld, wordt deze geweigerd als de afstand kleiner is dan de minimumafstand. Deze kan niet geweigerd worden als bij de vergunningaanvraag de afstand tot een gevoelig object niet afneemt en het aantal dieren niet toeneemt.

In bijlage 4 van de Handreiking Wgv wordt enige achtergrondinformatie gegeven die de gemeenteraad behulpzaam kan zijn bij het bepalen van het acceptabele hinderniveau (Infomil, 2014). Geattendeerd wordt op de doelstellingen voor geurhinder door industriële inrichtingen, waarbij er wel op wordt gewezen dat de geur hiervan niet zonder meer te vergelijken is met die van veehouderijen. Er wordt verwezen naar een milieukwaliteitsindeling aan de hand van hinderpercentages. Ook wordt aangegeven dat eveneens het absolute aantal gehinderden en andere aanwezige geurbronnen naast de geur uit stallen van belang kunnen zijn.

11.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De doelstelling is het voorkomen van overmatige hinder door normen te stellen voor de geurbelasting bij geurgevoelige objecten. Er is niet omschreven wat 'overmatige hinder' is.

Geurgevoelige objecten
Geurgevoelige objecten zijn gebouwen waar mensen wonen of verblijven. De gebouwen moeten bestemd zijn voor, geschikt zijn en permanent gebruikt worden om te wonen of verblijven.
Voor bepaalde woningen biedt de Wgv een ander beschermingsniveau en gelden er vaste afstanden in plaats van normen voor de geurbelasting. Dit is het geval voor ruimte-voor-ruimtewoningen. Dit zijn woningen die na 19 maart 2000 zijn gebouwd op een kavel met een in gebruik zijnde veehouderij, maar waarbij de veehouderij later gestopt is en de stallen gesloopt zijn. Ook zijn er vaste afstanden voor een bedrijfswoning bij een andere veehouderij, of voor een bedrijfswoning bij een andere veehouderij die na 19 maart 2000 geen onderdeel meer uitmaakt van de veehouderij.

11.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Onderbouwing normen voor maximaal toegestane geurbelasting
De geurnormen zijn niet gebaseerd op een relatie tussen de geurbelasting en hinder (Gezondheidsraad, 2012). De Wgv was 'normneutraal'. Dat wil zeggen dat de normen zo werden gekozen dat de uitbreidingsmogelijkheden voor de veehouderijsector - in zijn geheel - niet wijzigden ten opzichte van het oude beoordelingskader. Op individueel niveau kon sprake zijn van verschillen, onder andere omdat rekening zou worden gehouden met plaatselijke omstandigheden (Infomil, 2014).
Daarnaast werden geurgevoelige objecten in de bebouwde kom meer beschermd en objecten in concentratiegebieden en buiten de bebouwde kom minder beschermd dan voorheen (Infomil, 2014).

Onderbouwing afwijkingen van de maximale toegestane geurbelasting
Zoals in paragraaf 11.2 is aangegeven, worden afwijkingen van de maximaal toegestane geurbelasting mede gebaseerd op het verband tussen geurhinder en geurbelasting. Ter voorbereiding van de begin 2007 van kracht geworden Wgv, die niet op mestvarkeneenheden en stankcirkels maar op geurhinder en geurconcentraties gebaseerd werd, voerde PRA in 1999 een onderzoek uit naar de geurhinder van stallen van intensieve veehouderij (PRA, 2001). Bij een groot aantal varkensbedrijven werd met behulp van de emissiekengetallen en het zogenaamde LTFD-model de geuremissie en geurbelasting op verschillende afstanden van het bedrijf bepaald. De bedrijven werden zoveel mogelijk verspreid gekozen over Nederland, over de vier in de oude wetgeving omschreven omgevingscategorieën en over concentratie- en niet-concentratiegebieden. De indeling in deze gebieden is gebaseerd op de ammoniakemissie door de landbouw in dat gebied (meer of minder dan 150 ton NH3 per 25 km2). Concentratiegebieden komen voor in Gelderland, Utrecht, Overijssel, Noord-Brabant en Limburg. Met behulp van Telefonisch Leefsituatie Onderzoeken (TLO's) bij circa 2.300 mensen werd het percentage hinder en ernstige hinder bepaald. Een geurgehinderde was gedefinieerd als een respondent die antwoordde soms of vaak last van stallen te ondervinden. Iemand was ernstig gehinderd, wanneer bij de vervolgvraag werd aangegeven ernstig gehinderd te zijn.
Er was een sterk verband tussen de geurbelasting (98-percentiel) en het percentage gehinderden. Ook het percentage ernstige hinder nam toe met de geurbelasting. Vergeleken met de industrie was het percentage ernstige hinder laag in verhouding tot het percentage hinder.
Verwacht was dat in de bebouwde kom, omgevingscategorie I, de meeste hinder bij vergelijkbare geurbelasting op zou treden. Er was echter geen significant verschil in hinderbeleving tussen de verschillende omgevingscategorieën. Wel waren mensen in concentratiegebieden minder gehinderd dan mensen in niet-concentratiegebieden. In concentratiegebieden waren agrariërs minder gehinderd dan niet-agrariërs.
Het LTFD-model is inmiddels vervangen door het Nieuw Nationaal Model (NNM). Er zijn verschillen tussen berekeningsresultaten van beide modellen. De verschilfactor is geen vaste waarde, maar is afhankelijk van broneigenschappen, zoals emissiehoogte en uittredesnelheid, en van omgevingskenmerken, vooral de ruwheid (aantal en hoogte van obstakels).
PRA stelde in het gebied van het in 2001 gerapporteerde geurhinderonderzoek verschilfactoren vast tussen het LTFD-model en het op het NNM gebaseerde V-Stacks van de KEMA (PRA, 2007). Het NNM gaf gemiddeld voor concentratiegebieden een 1,16 maal hogere en voor niet-concentratiegebieden een 1,28 maal hogere geurconcentratie dan het LTFD-model. Voor de omzetting van de vroegere eenheid ge/m3 naar de huidige eenheid ouE/m3 werd nog een factor 2 toegepast. Met deze correctiefactoren werd de relatie tussen geurbelasting (LTFD, geureenheden) en hinder omgezet naar een relatie tussen geurbelasting (V-Stacks, odourunits) en hinder.

Volgens deze relatie is de hinder bij de toegestane maximale geurbelasting en het maximum van de bandbreedte in de verschillende gebieden dan als volgt.

Tabel 2 De hinder bij de maximaal toegestane geurbelasting en bandbreedte in de verschillende gebieden.

Gebied	Maximaal toegestane geurbelasting (ou_E/m^3)	% Hinder[1)]	Maximaal toegestane bandbreedte ou_E/m^3	% Hinder
Concentratiegebied				
binnen bebouwde kom	3,0	8	14,0	25
buiten bebouwde kom	14,0	25	35,0	41*
Niet-concentratiegebied				
binnen bebouwde kom	2,0	11	8,0	29
buiten bebouwde kom	8,0	29	20,0	46

* geëxtrapoleerd

1) Uit bijlage 6 van de Handreiking Wgv (Infomil, 2007b). Hierin is een tabel opgenomen met de voorgrondbelasting als 98-percentiel ouE/m³ en het percentage geurhinder in een concentratiegebied en een niet-concentratiegebied. Zoals aangegeven is er geen significant verschil gevonden tussen de bebouwde en niet-bebouwde kom en wordt voor deze beide situaties dezelfde relatie gebruikt.

De berekende geurhinderpercentages moeten met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Het is mogelijk dat in bepaalde gebieden de werkelijke hinderpercentages afwijken van de gemiddelde met de relatie berekende percentages. Dat wordt mede bepaald door het hedonische karakter en kenmerken van de geur, en door eigenschappen van de mensen in het gebied (Infomil, 2007b).
Ook de emissiekengetallen, waarmee de emissie uit een stal wordt berekend, zijn gemiddelde waarden. De emissiekengetallen worden zoveel mogelijk gebaseerd op in de praktijk vastgestelde geuremissies uit stallen, uitgedrukt in odourunits per seconde en per aanwezig dier. De emissie dient gemeten te worden op meerdere dagen per stalsysteem om de spreiding tussen dagen/seizoenen gedurende een jaar in beeld te kunnen brengen. Uit het geometrische gemiddelde van de metingen wordt de mediaan berekend van de geuremissie van een stalsysteem, dat representatief is voor een volledig jaar. De geuremissies binnen stalsystemen vertonen echter hoge spreidingsniveaus (Ogink, 2010).

Piekbelastingen
De geurnormen zijn uitgedrukt in het 98-percentiel. Onderzoek wordt gedaan of piekbelastingen (hogere percentielen) een betere schatter zijn voor de ervaren hinder (Boers, 2013).

Achtergrond- en voorgrondbelasting
Bijlage 6 van de Handreiking Wgv geeft een tabel met geurbelastingen en bijbehorende hinderpercentages voor de voorgrondbelasting en een tabel voor de achtergrondbelasting. De voorgrondbelasting is de geurbelasting van die veehouderij die de meeste geur bij het geurgevoelig object veroorzaakt. Deze veehouderij is groot of ligt dicht bij het geurgevoelig object. De achtergrondbelasting is de totale geurbelasting van meer veehouderijen in een gebied. Bij gelijke geurbelastingen is de verwachte hinder door de voorgrondbelasting veel hoger dan die door de achtergrondbelasting. Als vuistregel geldt dat als de voorgrondbelasting meer dan de helft van de achtergrondbelasting bedraagt de voorgrondbelasting bepalend is voor de hinder (Infomil, 2014).

Cumulatie
Bij het verlenen van de omgevingsvergunning of bij de toets onder het Activiteitenbesluit wordt de geurbelasting van een individuele veehouderij getoetst aan de geurnormen in de Wgv. Hierbij wordt geen rekening gehouden met cumulatie. In bepaalde delen van het land is er een concentratie van intensieve veehouderijen en komt cumulatie veelvuldig voor. In een gebiedsvisie en bij het binnen de bandbreedte afwijken van de geurnorm bij gemeentelijke verordening wordt cumulatie over het algemeen wel meegewogen (Infomil, 2014).
De achtergrondbelasting kan berekend worden met het vereenvoudigd verspreidingsmodel V-Stacks gebied. Het verwachte percentage hinder bij de berekende achtergrondbelasting kan afgelezen worden uit de tabellen in bijlage 7 van de handreiking Wgv. Deze bijlage geeft een tabel met de geurbelasting en hinderpercentages voor de voorgrond- en voor de achtergrondbelasting. De hinder door de achtergrondbelasting is

veel lager dan die voor de voorgrondbelasting. Ter vergelijking: bij een voorgrondbelasting van 14 ou_E/m^3 in een concentratiegebied wordt 25% hinder verwacht, bij eenzelfde achtergrondbelasting 16% (Infomil, 2007b). Deze tabellen zijn gebaseerd op het onderzoek rond varkenshouderijen (PRA, 2001 en PRA Odournet, 2007). Uit dit onderzoek bleek dat bij dezelfde geurbelasting de hinder door één bron groter was dan die door meer bronnen. De Gezondheidsraad merkt op, dat een verklaring hiervoor niet werd gevonden (Gezondheidsraad, 2012).

Andere activiteiten
Geurhinder door de landbouw wordt veroorzaakt door twee hoofdbronnen: geuremissie vanuit dierverblijven en geuremissie door het toedienen en uitrijden van mest. De geurnormen in de Wgv gelden alleen voor de geur die vrijkomt als gevolg van het houden van dieren in dierverblijven.

11.5 Wat is de historie van de norm?

Sinds 1971 bestaat er voor geur van veehouderijen een landelijke richtlijn, die verschillende keren is aangepast. In 1985 werd deze gepubliceerd als de Brochure Veehouderij en hinderwet; in 1996 als de Richtlijn veehouderij en stankhinder 1996. De afdeling Bestuursrechtspraak van de Raad van State bekritiseerde enkele onderdelen van deze Richtlijn, die een versoepeling inhielden. Hierdoor werden zowel nog onderdelen van de Brochure als van de Richtlijn in het geurbeleid voor de landbouw gehanteerd. Voor reconstructiegebieden was er sinds 2003 de Wet stankemissie veehouderijen in landbouwontwikkelingsgebieden (Wsv, 2002).
In de Brochure Veehouderij en hinderwet, de Richtlijn veehouderij en stankhinder en de Wsv werden voor intensieve veehouderijen aan te houden generieke afstanden tot bebouwing gegeven: de stankcirkels. Deze afstanden waren afhankelijk van de bedrijfsgrootte en de mate van verstedelijking van de omgeving. De bedrijfsgrootte werd uitgedrukt in het aantal mestvarkeneenheden (mve). Eén mestvarkeneenheid kwam overeen met de geuremissie van één vleesvarken in een conventionele stal. De geuremissie van andere diercategorieën en/of een ander staltype werd hieraan gerelateerd door middel van een omrekeningsfactor. In de Brochure en de Richtlijn waren vier omgevingscategorieën naar mate van stedelijkheid onderscheiden. De precieze indeling verschilt van elkaar, maar in grote lijnen kwam het erop neer dat de omgevingscategorieën liepen van I voor stedelijk gebied tot categorie IV voor overwegend agrarisch gebied.
Per omgevingscategorie was in afstandsgrafieken het aantal mve uitgezet tegen de minimaal benodigde afstand tot stankgevoelige objecten (stankcirkel). De afstandsgrafiek gaf benodigde afstanden aan waarop de geurbelasting aanvaardbaar werd geacht. Bij een gelijk aantal mve was de afstand tot een categorie I object groter dan tot een categorie IV object. De mve en de omrekeningsfactoren waren bij hun introductie gebaseerd op de toenmalige praktische ervaringen en kennis van de geuremissie uit stallen en zijn later in beperkte mate onderbouwd door geuremissiemetingen.

In 2007 kwam de Wet geurhinder en veehouderijen (Wgv) in de plaats van de Wet stankemissie veehouderijen in landbouwontwikkelings- en verwevingsgebieden, de bijbehorende regeling en de Richtlijn veehouderij en stankhinder 1996. In de Wgv werd aangesloten op de regelgeving voor de industrie. In plaats van afstandsregels (stankcirkels) werden nu normen gegeven op basis van geurconcentraties. Er werd voorgeschreven dat de geurconcentraties (en bijbehorende afstanden) berekend moesten worden op basis van de bedrijfsgrootte (dierenaantallen) gecombineerd met in een ministeriële regeling opgenomen emissiekengetallen en het Nieuw Nationaal Model (verspreidingsmodel). Ter onderbouwing of zo nodig aanpassing van het tot dan toe gehanteerde normenstelsel, voerde PRA een geurhinderonderzoek uit bij varkenshouderijen en berekende het op basis van geuremissiekengetallen en met behulp van een verspreidingsmodel de bij de vier afstandsgrafieken behorende geurconcentratie (PRA, 2001 en PRA, 2007).

11.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Verbetering onderbouwing normen voor maximaal toegestane geurbelasting
Zoals in paragraaf 11.4 is toegelicht zijn de geurnormen niet gebaseerd op de relatie tussen geurhinder en geurbelasting. Het oude beleid is beleidsneutraal omgezet naar het nieuwe beleid, zodat de geurnormen niet

gebaseerd zijn op een bepaald percentage hinder. Het percentage hinder dat bij de huidige geurnormen en de bandbreedte hoort is (veel) hoger dan dat bij de geurnormen voor industriële bedrijfstakken (Gezondheidsraad, 2012). Het zou een verbetering zijn als de geurnormen en de bandbreedte beter aansluiten bij de relatie tussen geurhinder en geurbelasting en als een maximaal aanvaardbaar percentage hinder de norm bepaalt.

Relatie beter funderen en voor andere diersoorten onderzoeken
De Gezondheidsraad stelt in het advies over gezondheidsrisico's rond veehouderijen dat de vastgestelde blootstelling-responserelatie wetenschappelijker gefundeerd moet worden door nader onderzoek te doen (Gezondheidsraad, 2012).
Het onderzoek is uitgevoerd rond varkenshouderijen. De geur van varkens is anders dan die van bijvoorbeeld pluimvee of andere diersoorten. Vermoedelijk leidt dit voor andere diersoorten tot een andere relatie tussen de geurbelasting en ervaren hinder.

GGD'en Brabant/Zeeland voeren in samenwerking met het IRAS en de Radboud Universiteit Nijmegen een onderzoek uit naar de geurhinder onder omwonenden van veehouderijen in Noord-Brabant. Het doel van dit onderzoek is het kwantificeren van de relatie tussen gemodelleerde geurbelasting en geurhinder. In dit onderzoek wordt onderzocht welke factoren de relatie beïnvloeden, of er verschil is in de mate van geurhinder tussen gebieden met relatief hoge en relatief lage geurbelasting, of andere percentielen dan het 98-percentiel een betere schatter zijn voor de geurbelasting en of er verschil is in geurhinder tussen diersoorten. Eerste resultaten leiden tot de voorzichtige conclusie dat de in dit onderzoek vastgestelde relatie bij eenzelfde geurbelasting een hoger percentage gehinderden geeft dan in het onderzoek van PRA (Boers, 2013).

11.7 Humane gezondheid in relatie tot de huidige norm

Relatie tussen geur en gezondheidseffecten
Geur kan verschillende effecten oproepen bij de mens, die als nadelig voor de gezondheid worden beschouwd (Smeets & Fast, 2006).
De waarneming van geur verloopt via de receptoren in het reukepitheel. Volgend op de stimulatie van de receptoren ontstaat waarneming van de frequentie, de intensiteit, de hedonische waarde en de kwaliteit (bijvoorbeeld 'oplosmiddelachtig') van de geur.
Door mensen wordt de waarneming van de geur vermoedelijk in twee stappen geëvalueerd. Bij de primaire evaluatie wordt geschat of de geur potentieel bedreigend is. Wordt de geur als onaangenaam of de situatie als potentieel bedreigend beschouwd dan leidt dit tot (ernstige) hinder.
Bij de secundaire evaluatie van de waarneming van de geur, beoordeelt het individu of het met die potentieel bedreigende situatie goed overweg kan (coping). Geeft de uitkomst van deze evaluatie aan, dat het individu de eigen vermogens tot hiermee omgaan als onvoldoende ervaart, dan zal er stress worden ervaren met de daaraan gerelateerde fysiologische effecten. De hinder gaat dan vergezeld van stressgerelateerde somatische gezondheidseffecten. Het is niet duidelijk welke gezondheidseffecten dit zijn; de resultaten van onderzoeken naar het verband tussen geurbelasting en stressgerelateerde gezondheidsklachten, zoals hoofdpijn, benauwdheid en misselijkheid, zijn niet consistent.
Directe somatische gezondheidseffecten hoeven in principe niet op te treden. De meeste geurstoffen zijn namelijk al te ruiken bij hele lage concentraties. Bij dergelijke concentraties zijn over het algemeen geen toxische effecten te verwachten.
De evaluatie van de geur kan ook leiden tot verstoring van gedrag of activiteiten. De meest voorkomende verstoringeffecten zijn vermoedelijk het ramen sluiten, het niet graag buiten zijn, bezoek niet graag uitnodigen en/of familie of vrienden komen niet graag op bezoek, vertrouwde/aangename geuren niet meer kunnen ruiken, minder diep ademhalen en het indienen van klachten.
Geur kan dus verschillende gezondheidseffecten oproepen bij de mens: (ernstige) hinder, verstoring van gedrag en activiteiten en stressgerelateerde somatische gezondheidsklachten. Het meest voorkomende en beschreven gezondheidseffect van geur is (ernstige) hinder.
Alleen voor hinder zijn relaties met de geurbelasting beschreven.

In de Wgv zijn maximaal toegestane geurbelastingen opgenomen voor verschillende gebieden. De bijbeho-

rende hinderpercentages lopen uiteen van 8 tot 29%. De maximale bandbreedte leidt tot een hinderpercentage van maximaal 46%. Het percentage ernstige hinder is onbekend.
Ook onder de maximaal toegestane geurbelastingen kan er dus in grote mate sprake zijn van hinder en vermoedelijk ook van ernstige hinder.

Geurnormen niet gebaseerd op hinder en soepeler dan voor industrie
De Gezondheidsraad merkt op dat de normen in de Wgv niet gebaseerd zijn op een blootstelling-response-relatie. Verder wijst de commissie op de aanzienlijke soepeler normstelling dan die voor industriële bedrijfstakken. De Wgv geeft bovendien ook nog de mogelijkheid om binnen een bandbreedte van de norm naar boven af te wijken (Gezondheidsraad, 2012).

Afwijking van de algemene relatie tussen geurbelasting en hinder
De relatie tussen de geurbelasting en hinder voor veehouderijen is gebaseerd op een onderzoek rond varkensbedrijven verspreid over Nederland.
Naast de geurbelasting is een groot aantal andere factoren in meer of mindere mate van invloed op de mate van ervaren hinder. Enkele factoren hebben betrekking op de karakteristieken van de geur, andere op demografische of sociaaleconomische factoren. Ook kunnen persoonsgebonden en cognitieve factoren een grote rol spelen. Vooral een lage hedonische waarde (onaangename geur), een hogere frequentie, een probleemgerichte copingstijl, een negatieve attitude ten opzichte van de geurbron of overheid, de verwachting dat de geur zal toenemen en bezorgd of angstig zijn voor gezondheidseffecten kunnen leiden tot meer hinder (Smeets & Fast, 2006).
Dit betekent, dat in sommige situaties meer en in andere situaties minder hinder kan voorkomen dan volgens deze relatie verwacht zou worden.

Literatuur

Boers, D. (2013). Persoonlijke mededeling. GGD'en Brabant/Zeeland, Bureau Gezondheid, Milieu & Veiligheid, 2013.

Bor(2014). Besluit omgevingsrecht, Bijlage I, http://wetten.overheid.nl/BWBR0027464/BijlageI

Gezondheidsraad (2012). Gezondheidsrisico's rond veehouderijen. Den Haag: Gezondheidsraad; publicatienr. 2012/27.

Infomil (2007a). Handreiking bij Wet geurhinder en veehouderij. Infomil, ministerie van VROM, Samenwerkingsverband Regio Eindhoven (SRE) en de provincie Noord-Brabant, versie 1.0, 6 maart 2007.

Infomil (2007b). Handreiking bij Wet geurhinder en veehouderij; Aanvulling: Bijlagen 6 en 7. Infomil, ministerie van VROM, Samenwerkingsverband Regio Eindhoven (SRE) en de provincie Noord-Brabant, versie 1.0, aanvulling van 1 mei 2007.

Infomil (2014). Handreiking geurhinder en veehouderij. De begin 2014 geactualiseerde versie van de Handreiking bij Wet geurhinder en veehouderij (2007).

IPPC-richtlijn (2010). Richtlijn inzake industriële emissies, http://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/HTML/?uri=CELEX:32010L0075&from=EN

Ogink, N.W.M. (2010). Vaststelling van geuremissiefactoren in de Regeling geurhinder en veehouderij op basis van geuremissie-onderzoek. Wageningen UR Livestock Research, Rapport 391.

PRA (2001). Geurhinderonderzoek stallen intensieve veehouderij.

PRA Odournet (2007). Relatie tussen geurimmissie en geurhinder in de intensieve veehouderij. VROM07A3, Odournet, april 2007.

Rgv, (2006). Regeling geurhinder en veehouderij, http://wetten.overheid.nl/BWBR0020711

Smeets, M. en T. Fast (2006). Dosis effectrelatie geur; Effecten van geur. Universiteit Utrecht, Fast Advies en OpdenKamp Adviesgroep, IP-DER-06-40.

Wgv (2006). Wet geurhinder en veehouderij, http://wetten.overheid.nl/BWBR0020396/

WsV (2002).Wet stankemissie veehouderijen in landbouwontwikkelingsgebieden, http://wetten.overheid.nl/BWBR0013693/

12 Ratio en onderbouwing normen externe veiligheid

Auteurs: A.A.C. van Vliet en P.A.M. Uijt de Haag

12.1 Welke normen zijn er?

Externe veiligheid van luchtvaart (ten gevolge van het neerstorten van vliegtuigen tijdens starts en landingen bij luchthavens) is opgenomen in een apart hoofdstuk (hoofdstuk 16) omdat dit binnen een andere wetgeving (de Luchtvaartwet) geregeld is dan de reguliere externe veiligheid.

Vuurwerk is wel een onderdeel van externe veiligheid maar is apart in hoofdstuk 14 uitgewerkt, evenals de regelgeving voor ontplofbare stoffen voor civiel gebruik in hoofdstuk 13. Hiertoe is besloten omdat zowel vuurwerk als ontplofbare stoffen voor civiel gebruik een effectgericht element bevatten welke in de externe veiligheid niet wordt toegepast.

Kernenergie, kernongevallen en incidenten met straling vallen buiten het kader van externe veiligheid. De normen hiervoor zijn in aparte, specifieke, wetgeving geregeld.

Voor externe veiligheid zijn drie typen activiteiten met gevaarlijke stoffen relevant: 1) inrichtingen waar opslag, productie en gebruik van gevaarlijke stoffen plaatsvindt, 2) transport van gevaarlijke stoffen (over spoor, weg en water) en 3) transport van gevaarlijke stoffen door buisleidingen.

Plaatsgebonden Risico en Groepsrisico

Inrichtingen
Het plaatsgebonden risico is het risico op een plaats buiten een inrichting met gevaarlijke stoffen dat een persoon overlijdt als rechtstreeks gevolg van een ongeval met een gevaarlijke stof op die inrichting. Het plaatsgebonden risico wordt uitgedrukt als een kans per jaar, ervan uitgaande dat een persoon onafgebroken en onbeschermd op die plaats zou verblijven. Voor kwetsbare objecten, zoals woonbebouwing, grote

kantoren, scholen en ziekenhuizen geldt een grenswaarde van 10^{-6} per jaar. Voor beperkt kwetsbare objecten, zoals verspreid liggende woningen, geldt 10^{-6} per jaar als richtwaarde.

Het groepsrisico voor inrichtingen wordt samengesteld uit de cumulatieve kansen per jaar dat ten minste 10, 100 of 1000 personen overlijden als rechtstreeks gevolg van hun aanwezigheid in het invloedsgebied van een inrichting en een ongewoon voorval binnen die inrichting met een gevaarlijke stof. Hiervoor is een oriëntatiewaarde vastgesteld waarvan de wettelijke status minder hard is dan de grenswaarde voor het plaatsgebonden risico. De bestuurlijke afweging over risico's voor groepen is vaak lastig. In de praktijk (met name bij omwonenden) wordt het groepsrisico wel het meest relevant gevonden omdat het gaat om maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een incident met veel slachtoffers. De kans op een incident zegt de omwonende minder dan het effect van een incident. De oriëntatiewaarde voor het groepsrisico is als volgt vastgesteld, een kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-5} per jaar, een kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-7} per jaar en een kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-9} per jaar.

Vanuit de Europese Unie zijn er in de Seveso II richtlijn (EU, 1996) doelvoorschriften opgenomen met betrekking tot de inrichting van (de omgeving van) activiteiten met gevaarlijke stoffen. De lidstaten hebben vrijheid om hier zelf invulling aan te geven. In Nederland zijn deze voorschriften geïmplementeerd via een risicobenadering. De normen voor inrichtingen zijn vastgelegd in het Besluit externe veiligheid inrichtingen (Bevi) (VROM, 2004). Dit besluit is in werking getreden in 2004, en gewijzigd in 2008. Met het Bevi is ook artikel 12 van de Europese Seveso II richtlijn geïmplementeerd. Dat artikel betreft ruimtelijke ordening in relatie tot inrichtingen die onder de Seveso II richtlijn vallen.

Transport en buisleidingen
De norm voor het plaatsgebonden risico is voor transport en buisleidingen gelijk aan de norm voor inrichtingen. Het groepsrisico zoals hierboven is beschreven voor inrichtingen met gevaarlijke stoffen, is ook van toepassing op transport van gevaarlijke stoffen en buisleidingen met gevaarlijke stoffen, alleen is de definitie aangepast vanwege het type activiteit. Het groepsrisico is voor deze activiteiten gedefinieerd als de cumulatieve kansen per jaar per kilometer buisleiding of tracé, waarbij voor de oriëntatiewaarde geldt: een kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-4} per kilometer per jaar, een kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-6} per kilometer per jaar en de kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-8} per kilometer per jaar.

Voor buisleidingen zijn de normen vastgelegd in het Besluit externe veiligheid buisleidingen (Bevb) (IenM, 2010a). Dit besluit is in werking getreden in 2010. In 2014 worden de normen voor transport vastgelegd in het Besluit externe veiligheid transportroutes (Bevt) (IenM, 2013a).

De normen hebben betrekking op (activiteiten met) gevaarlijke stoffen in het algemeen. Het betreffen verschillende stofcategorieën, zoals (zeer) vergiftige stoffen en (zeer) licht ontvlambare stoffen. De effecten van deze stoffen kunnen bij een ongeval leiden tot acute dodelijke slachtoffers in de omgeving.

Hierna zal, tenzij anders aangegeven, worden gesproken van de normen, indien zowel het plaatsgebonden risico, als het groepsrisico wordt bedoeld.

12.2 Wat is het doel van de normen?

Beide normen zijn milieukwaliteitsdoelstellingen, die voor het plaatsgebonden risico zijn vertaald in wettelijke milieukwaliteitseisen en die voor het groepsrisico het karakter hebben van een wettelijke verantwoordingsplicht voor het bevoegd gezag. Aan deze milieukwaliteitseisen en verantwoordingsplicht moet het bevoegd gezag uitvoering geven bij het nemen van bepaalde besluiten die van invloed zijn op de externe veiligheid. De normen zijn bedoeld om (groepen van) omwonenden te beschermen tegen de (rest)risico's van de opslag, productie, gebruik en vervoer van gevaarlijke stoffen in hun omgeving. Hierdoor zijn de normen preventief in de zin van het beperken van het aantal slachtoffers.
Beleidsmatig zijn de normen bedoeld om een duurzaam evenwicht te vinden tussen activiteiten met

gevaarlijke stoffen enerzijds en wonen en werken anderzijds. De normen voor het plaatsgebonden risico en het groepsrisico richten zich tot het bevoegd gezag op grond van de Wet milieubeheer en de Wet ruimtelijke ordening.

Plaatsgebonden risico
Het plaatsgebonden risico is erop gericht om voldoende afstand aan te brengen tussen activiteiten met gevaarlijke stoffen en personen die in de omgeving van de gevaarlijke activiteit aanwezig zijn. De norm voor het plaatsgebonden risico is een grenswaarde voor kwetsbare objecten (woningen en aan woningen gelijk te stellen objecten, zoals scholen en ziekenhuizen) en daarmee een resultaatverplichting: overschrijding van een grenswaarde is niet toegestaan. Daarnaast is de norm een richtwaarde voor beperkt kwetsbare objecten. Dat betekent dat het overschrijden van de richtwaarde alleen om gewichtige redenen is toegestaan.

Groepsrisico
Bij het groepsrisico gaat het om het beperken van maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een ernstig ongeval. Voor het groepsrisico geldt een verantwoordingsplicht. Hierbij wordt een lokale bestuurlijke afweging gemaakt in de verantwoording van het groepsrisico, waarbij een verandering in de omvang van het groepsrisico wordt afgezet tegen andere belangen.

12.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De normen beschermen de mens tegen (een te hoog risico op) acute sterfte ten gevolge van een ongeval, waarbij acute sterfte betekent: overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval.

Burgers krijgen in hun woonomgeving een bepaalde gegarandeerde bescherming tegen de gevaren van gevaarlijke stoffen (minimum beschermingsniveau – plaatsgebonden risico).
De kans op een groot ongeluk met veel slachtoffers moet expliciet worden afgewogen en verantwoord (groepsrisico). Daarbij spelen de maatschappelijke baten van en de beschikbare alternatieven voor de desbetreffende activiteit een belangrijke rol.

Ecologische risico's zijn hierbij niet van toepassing.

12.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Het beleid voor externe veiligheid is een vorm van risicobeleid. Dit betekent dat er een bepaalde mate van risico wordt geaccepteerd. De effecten kunnen bij incidenten verder reiken, zodat ook in gebieden waar de risico's onder de norm liggen, dodelijke slachtoffers kunnen vallen.

De huidige normen zijn ingevuld als een 'acceptabel' of 'aanvaardbaar' risico per jaar, dat wil zeggen een kans voor een individu om te overlijden (plaatsgebonden risico) en een kans voor een ramp met een aantal slachtoffers (groepsrisico). Er is bij de hoogte van de normen geen rekening gehouden met gevoelige groepen. Wel wordt er onderscheid gemaakt in een grenswaarde of richtwaarde voor het plaatsgebonden risico, afhankelijk van (de omvang van) het type bestemmingen.

De blootstelling van mensen en het risico worden berekend met een rekenmethodiek die is opgebouwd uit een aantal verschillende deelmodellen, zoals uitstroommodellen, verspreidingsmodellen, dosis-effectrelaties voor acute sterfte, warmtestralingsmodellen en dergelijke. Hierbij wordt voor het effect op de mens rekening gehouden met (1) het vrijkomen van gevaarlijke stoffen in de atmosfeer en blootstelling via de lucht, en (2) fysieke belasting ten gevolge van warmtestralings- en drukeffecten.

In deze onderliggende modellen zitten verschillende aannames, bijvoorbeeld in de dosis-effectrelaties (zoals de extrapolatie van dier naar mens), en voor de uitstroommodellen de extrapolatie naar grote hoeveelheden materiaal. Belangrijke aannames zijn ook de uitgangspunten vanuit de norm dat gerekend wordt voor een

onbeschermd individu (24 uur per dag, 7 dagen per week aanwezig) voor het plaatsgebonden risico; vluchtgedrag wordt bijvoorbeeld niet meegenomen.

De rekenmethode voor inrichtingen is vastgelegd in de Handleiding Risicoberekeningen Bevi (RIVM, 2009); de rekenmethode en het softwarepakket SAFETI-NL versie 6.54 zijn voorgeschreven in de Regeling externe veiligheid inrichtingen (Revi) (VROM, 2004b). Voor buisleidingen is de rekenmethodiek vastgelegd in de Handleiding Risicoberekeningen Bevb (RIVM, 2010); de rekenmethode en de softwarepakketten CAROLA en SAFETI-NL zijn voorgeschreven in de Regeling externe veiligheid buisleidingen (Revb) (ministerie van IenM, 2010c). Voor transport is de rekenmethodiek vastgelegd in de Handleiding risicoanalyse transport (HART) (Rijkswaterstaat, 2011); de rekenmethode en het softwarepakket RBM II zijn voorgeschreven in de Regeling basisnet (IenM, 2013c, nog niet in werking getreden).

De normen zelf kennen geen onzekerheid, maar de berekening van het risico wel. Enkele voorbeelden, zoals eerder vermeld, zijn de aannames in de dosis-effectrelaties (namelijk de extrapolatie van dier naar mens), en voor de uitstroommodellen de extrapolatie naar grote hoeveelheden materiaal. Het is niet duidelijk welke mate van invloed deze onzekerheden hebben op de risicocontour. Hier is een aanvullende onzekerheidsanalyse voor nodig.

Plaatsgebonden risico
De norm voor het plaatsgebonden risico (10^{-6} per jaar) is pragmatisch ingevuld. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de doelstelling voor het transport van gevaarlijke stoffen. Daar wordt gemeld dat “ook in de toekomst zowel de ontwikkeling van het vervoer als ruimtelijke ontwikkelingen in de omgeving van transportroutes op een verantwoorde wijze mogelijk zouden blijven” (Nota van toelichting Bevt) (IenM, 2013b). Ook in de eerdere Integrale Nota LPG (VROM, 1984) is al aangegeven dat de vaststelling van het risiconiveau heeft plaatsgevonden “op basis van een afweging van de in het geding zijnde belangen”.
De norm geldt voor elke activiteit afzonderlijk. Mensen kunnen op een locatie blootgesteld zijn aan risico’s van meerdere activiteiten (meerdere transportroutes + meerdere buisleidingen + meerdere inrichtingen). Voor het totaal aan plaatsgebonden risico’s op een locatie is geen norm vastgesteld: er is aangenomen (in de nota Omgaan met Risico’s (VROM, 1989b)) dat een mens aan niet meer dan tien bronnen met externe veiligheidsrisico’s wordt blootgesteld, zodat het cumulatieve risico lager is dan 10^{-5} per jaar. De norm is gebaseerd op een berekend risico per jaar uitgaande van de vergunde situatie en activiteiten per bedrijf. Bij de vergunningverlening en bij ruimtelijke ontwikkelingen in de omgeving wordt getoetst aan de norm per bedrijf.

Groepsrisico
Ten aanzien van de afweging en verantwoording van het groepsrisico is aangegeven dat de maatschappelijke baten van en de beschikbare alternatieven voor de desbetreffende activiteit een belangrijke rol spelen. Ook bij ruimtelijke ordeningsbesluiten zal de aanvaardbaarheid van het groepsrisico moeten worden beoordeeld, waarbij het beschikbaar zijn van veiliger alternatieven en de mogelijkheden van rampenbestrijding en zelfredzaamheid moeten worden meegewogen (Nota van Toelichting Bevi (VROM, 2007) en Nota van Toelichting Bevb (IenM, 2010b)). Net als bij het plaatsgebonden risico geldt dat de afweging over de aanvaardbaarheid van het groepsrisico eveneens voor elke activiteit afzonderlijk wordt gemaakt.

12.5 Wat is de historie van de norm?

De normen worden al benoemd in de Integrale Nota LPG (VROM, 1984) en zijn ook breder benoemd in het Nationaal MilieubeleidsPlan (NMP) (VROM, 1989a).

Plaatsgebonden risico
In de nota Omgaan met Risico’s (VROM, 1989b) was er voor het plaatsgebonden risico (toen nog individueel risico genoemd) nog sprake van een afwegingsruimte tussen een verwaarloosbaarheidsniveau en een onaanvaardbaarheidsniveau. Het verwaarloosbaarheidsniveau is indertijd door de Tweede Kamer met het aannemen van de motie Esselink / Feenstra (TK 1992-1993 22 8000 XI, nr.23) verlaten, argumenterend dat via het ALARA-principe (As Low As Reasonably Achievable, dat is: zo laag als redelijkerwijze haalbaar is), de

risico's verder zouden worden ingeperkt. Hierna is de focus komen te liggen op het onaanvaardbaarheidsniveau van het risico, mede doordat de invulling van ALARA geen concreet vervolg kreeg. Vanuit de andere belangen, normen en verplichtingen is er druk om de ruimte op te vullen tot aan de grens van het onaanvaardbaarheidsniveau. Het eerdere onaanvaardbaarheidsniveau is hiermee gelijkgeschakeld met een aanvaardbaar minimum beschermingsniveau. Dit onaanvaardbaarheidsniveau is als norm voor het plaatsgebonden risico wettelijk van kracht geworden met de invoering van het Bevi in 2004. Naar aanleiding van de aanvaarding door de Kamer van de motie Esselink/Feenstra, en reacties op een ontwerp-circulaire voor externe veiligheid, is er op 25 oktober 1993 een brief van de Minister van VROM aan de Kamer verzonden (VROM, 1993). In deze brief wordt nog een onderscheid gemaakt tussen nieuwe situaties, waarvoor een norm geldt van 10^{-6} per jaar als grenswaarde, en bestaande situaties, met een norm van 10^{-5} per jaar. Bij overschrijding van de norm van bestaand (10^{-5} per jaar) diende tot bronsanering en/of sloop te worden overgegaan. Het onderscheid tussen bestaande en nieuwe situaties is met de invoering van het Bevi, in de periode van 2004 tot 2010 uitgefaseerd. Hiermee is de norm gelijkgetrokken voor bestaande en nieuwe situaties naar 10^{-6} per jaar.
De hoogte van de norm is daarna niet meer gewijzigd, wel is het toepassingsgebied verbreed. Dat wil zeggen dat de norm van toepassing is verklaard op steeds meer activiteiten met gevaarlijke stoffen.

Groepsrisico
In het Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990 (VROM, 1985) wordt het groepsrisico nog benoemd als harde norm. Hier was namelijk sprake van een maximum toelaatbaar niveau en een verwaarloosbaarheidsgrens. De huidige oriëntatiewaarde van het groepsrisico voor inrichtingen komt overeen met de toenmalige waarde voor het maximum toelaatbaar niveau. De verwaarloosbaarheidsgrens lag een factor 100 onder deze waarde. In het gebied tussen deze waarden was sprake van een afwegingsruimte gelijk aan die voor het plaatsgebonden risico. Ook het NMP spreekt nog over grenzen voor het groepsrisico.
In de eerder genoemde Kamerbrief uit 1993 (VROM, 1993) is voor het eerst sprake van oriëntatiewaarden voor het groepsrisico, waarbij wordt benoemd dat het bestuur zich een oordeel vormt over het acceptabel zijn van de hoogte van het groepsrisico mede in het licht van de beschikbare rampenbestrijdingsorganisatie, het belang van de risicoveroorzakende maatschappelijke activiteit en de kosten van beheersmaatregelen. Daarnaast werd onderscheid gemaakt tussen bestaande en nieuwe situaties waarbij het bestuur zich diende te oriënteren op een getalswaarde van het groepsrisico van 10^{-5} per jaar voor 10 doden etc. in nieuwe situaties en 10^{-3} per jaar voor 10 doden etc. in bestaande situaties, waarbij tevens werd aangegeven dat het bestuur de discretionaire bevoegdheid heeft van de oriëntatiewaarden gemotiveerd af te wijken. Ook in het NMP 4 heeft het groepsrisico de status van oriëntatiewaarde gekregen. Uit de Kamerbrief met de 'Quickscan gevolgen beleidsvernieuwing externe veiligheid' (VROM, 2002) blijkt dat de gevolgen voor het weer hanteren van het groepsrisico als grenswaarde zou leiden tot knelpunten waarbij 89.000 woningen in het geding zouden zijn, verdeeld over 150 projecten, waaronder het merendeel van de nationale sleutelprojecten en bij stedelijke intensiveringsprojecten. De saneringen zouden dientengevolge oplopen tot tientallen miljarden euro's.

Met de invoering van het Bevi in 2004 is het groepsrisico gecodificeerd, waarbij enkel de getalswaarden voor de 'nieuwe' situaties uit de Kamerbrief uit 1993 (VROM, 1993) zijn overgenomen. Het groepsrisico is mede in het licht van de consequenties niet als grenswaarde benoemd, maar is een oriëntatiewaarde gebleven.

12.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Er zijn verschillende aandachtspunten bij een betere invulling van de normen, waaronder:
- De norm voor het plaatsgebonden risico en de onderliggende risicoberekeningen hebben vanuit de codificatie een directe doorwerking in de ruimtelijke ordening. De norm kan dan ook moeilijk volledig los gezien worden van de rekenmethode (norm en rekenmethode samen moeten pragmatisch 'haalbaar en betaalbaar' blijven). Het doorvoeren van nieuwe wetenschappelijke inzichten in de rekenmethode kan op weerstand stuiten wanneer dit leidt tot grote ruimtelijke knelpunten en bijbehorende hoge kosten. Hiervoor is nog geen goede oplossing gevonden.
- Nieuwe veiligheidsmaatregelen komen in de huidige rekenmethodieken te weinig tot hun recht. Dit komt doordat er statistisch nog te weinig gegevens zijn over de doorwerking en het effect van de maatregel op

de risico's in de omgeving. Maatregelen die de fysieke veiligheid bevorderen zijn echter belangrijk voor de verbetering van de veiligheidssituatie en voor de besluitvorming over ruimtelijke ontwikkelingen. Het waarderen van nieuwe maatregelen vraagt daarom om een aanvullende manier van werken, waar de inzet van 'expert judgement' een grotere rol krijgt.
- De rekenmethode kent onzekerheden, en informatie ontbreekt voor een goede onderbouwing van een aantal belangrijke invoergegevens, met name de faalfrequenties van installaties met grote hoeveelheden gevaarlijke stoffen (zoals al reeds benoemd is in de Integrale Nota LPG). Een aantal faalfrequenties zijn is dan ook gebaseerd op consensus, die voor de activiteiten onder de huidige regelgeving haalbaar en betaalbaar waren (een beperkt aantal ruimtelijke knelpunten). Wanneer nu de reikwijdte van het Bevi wordt uitgebreid met een nieuw type activiteiten, kan de bestaande consensus voor deze nieuwe activiteiten leiden tot problemen in de ruimtelijke ordening (veel ruimtelijke knelpunten). Er is dan een spanningsveld tussen bijvoorbeeld de onzekerheid in de faalfrequentie (die bijvoorbeeld ligt tussen 10^{-5} per jaar en 10^{-7} per jaar) en de absoluutheid van de norm (10^{-6} per jaar). Aangezien de normhoogte beleidsmatig en politiek hard is, wordt dan de rekenmethodiek opnieuw ter discussie gesteld.
- De risicoberekeningen worden vooral door anderen dan de inhoudelijk deskundigen als technocratisch en ingewikkeld beschouwd. De risiconormen zouden daarnaast minder aansluiten bij de beleving van veiligheid, die meer effectgericht is: bestuurders en burgers zien vooral de effecten bij een ongeval. Ook wordt daarbij genoemd dat veiligheidswinst bij een bedrijf kan leiden tot kleinere risicocontouren waardoor de bebouwing oprukt en de veiligheidswinst verdwijnt: de kans op een ramp met veel slachtoffers kan dan dus toenemen. De beleidsdirectie onderzoekt daarom of er bijvoorbeeld ook ruimte is voor een (gedeeltelijk) effectbeleid in aanvulling op de huidige risicobenadering.

Nieuwe wetenschappelijke inzichten worden verwerkt in de verschillende rekenmethodieken, nadat de technische en beleidsmatige consequenties in kaart zijn gebracht en als beleidsmatig haalbaar en betaalbaar zijn beoordeeld door het ministerie.

12.7 Fysieke veiligheid in relatie tot de huidige norm

Het risico van overlijden ten gevolge van een ramp neemt af naarmate iemand verder van de risicobron af woont. De risiconorm van 10^{-6} per jaar voor het plaatsgebonden risico geeft een contour op de kaart, die de acceptabele afstand voor kwetsbare objecten weergeeft. Echter, als er een ongeval plaatsvindt, kunnen de effectafstanden (aanzienlijk) groter zijn dan deze contour en kunnen er ook op grotere afstand nog doden vallen. Wanneer je buiten deze risicocontour van 10^{-6} per jaar woont, is er dus nog een (lager) sterfterisico. Pas buiten de grootste effectafstand is het sterfterisico ten gevolge van een ongeval nihil. Bij een overschrijding van de norm voor het plaatsgebonden risico is er dus een hoger risico op overlijden ten gevolge van een ramp.

De norm wordt gebruikt voor ruimtelijk inpassing van activiteiten. Hierom wordt de norm niet toegepast op personen, maar op typen objecten, zoals woningen, scholen etc. Dat betekent dat het risico van een individueel persoon in de praktijk lager is dan het berekende plaatsgebonden risico. In de berekening wordt immers uitgegaan van een onbeschermde persoon die 24 uur per dag aanwezig is. In werkelijkheid is een mens vaak beschermd of zoekt bescherming (binnenshuis), en is deze niet in alle gevallen 24 uur per dag aanwezig.

Bij een toename van het groepsrisico neemt de kans op een ramp met een groot aantal slachtoffers toe. Dat wil zeggen dat ofwel de kans toeneemt, ofwel het aantal slachtoffers toeneemt, of een combinatie van beide.

Literatuur

EU (1996). Richtlijn 96/82/EG van de Raad van 9 december 1996 betreffende de beheersing van de gevaren van zware ongevallen waarbij gevaarlijke stoffen zijn betrokken. Publicatieblad Nr. L 010 van 14/01/1997.

IenM (2013a). Besluit externe veiligheid transportroutes (Stb. 2013, 465).

IenM (2013b). Nota van toelichting bij Besluit externe veiligheid transportroutes (Stb. 2013, 465).

IenM (2013c). Regeling basisnet (Stcrt. 2014, 8242).

Motie Esselink / Feenstra. TK vergaderjaar 1992 1993, Kamerstukken II 22 8000 XI nr. 235.

Rijkswaterstaat (2011). Handleiding Risicoberekeningen Transport (HART). Rijkswaterstaat, Utrecht.

RIVM (2009). Handleiding Risicoberekeningen Bevi versie 3.2. RIVM, Bilthoven.

RIVM (2010). Handleiding Risicoberekeningen Bevb versie 1.0. RIVM, Bilthoven.

VROM (1984). Integrale nota LPG. TK. Kamerstukken II 18 233 nrs. 1 en 2.

VROM (1985). Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990. TK. kamerstukken II 19 204, nrs. 1 en 2.

VROM (1989a). Nationaal Milieubeleidsplan. TK. Kamerstukken II 21 137 nr. 5.

VROM (1989b). Nota 'Omgaan met risico's', bijlage nr. 5 van Nationaal Milieubeleidsplan. TK. Kamerstukken II 21 137 nr. 5.

VROM (1993). Brief Risicobenadering in het milieubeleid aan Tweede Kamer. TK. Kamerstukken II 22 666, nr. 3.

VROM (2002). Quick-scan gevolgen beleidsvernieuwing externe veiligheid. TK. Kamerstukken II 27 801, nr. 16.

VROM (2004). Besluit externe veiligheid inrichtingen (Stb. 2004, 250).

VROM (2004a). Nota van toelichting bij Besluit externe veiligheid inrichtingen (Stb. 2004, 250).

VROM (2004b). Regeling externe veiligheid inrichtingen (Stcrt. 2004,183).

VROM (2004c). Besluit van 7 oktober 2004, houdende vaststelling van het tijdstip van inwerkingtreding van het Besluit externe veiligheid inrichtingen (Stb. 2004, 521).

VROM (2010a). Besluit externe veiligheid buisleidingen (Stb. 2010, 686).

VROM (2010b). Nota van toelichting bij Besluit externe veiligheid buisleidingen (Stb. 2010, 686).

VROM (2010c). Regeling externe veiligheid buisleidingen (Stcrt. 2010, 21009).

13
Ratio en onderbouwing normen ontplofbare stoffen voor civiel gebruik

Auteur: S. Mahesh

13.1 Welke normen zijn er?

Het onderwerp 'Ontplofbare stoffen voor civiel gebruik' (hierna: ontplofbare stoffen) is een onderdeel van externe veiligheid en heeft een nauwe relatie met vuurwerk. Echter, omdat er verschillen zijn tussen het beleid rond externe veiligheid en het beleid op het gebied van ontplofbare stoffen, wordt het onderwerp ontplofbare stoffen in een apart hoofdstuk beschreven. Voor een deel zal er wel een overlap zitten in de informatie die gegeven is in hoofdstuk 12 voor externe veiligheid en hoofdstuk 14 over vuurwerk.

Veiligheidsafstanden en risiconormen
Voor ontplofbare stoffen zijn er verschillende normen beschikbaar. Er zijn veiligheidsafstanden en risiconormen voor de opslag en bewerking van ontplofbare stoffen in inrichtingen. Voor het transport van ontplofbare stoffen zijn er risiconormen.
De risiconormen zijn het Plaatsgebonden risico (PR) en het Groepsrisico (GR). Deze twee risiconormen zijn gelijk aan de risiconormen zoals die gehanteerd worden voor inrichtingen, respectievelijk het vervoer van gevaarlijke stoffen binnen externe veiligheid (zie ook hoofdstuk 12 over externe veiligheid).

De normen gelden voor ontplofbare stoffen die een ongeval kunnen veroorzaken en waarbij er acute slachtoffers in de omgeving van de ongevalslocatie zijn te verwachten. De normen hebben betrekking op gevarensubklassen van de ontplofbare stoffen en zijn afhankelijk van het maatgevende gevaar dat van een ontplofbare stof van een bepaalde gevarensubklasse uitgaat (gevarensubklasse 1.1 - 1.6) (zie voor een toelichting op de gevarensubklassen onder paragraaf 13.4).

Inrichtingen
De veiligheidsafstanden voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen zijn vastgelegd in de Circulaire opslag ontplofbare stoffen voor civiel gebruik van 19 juli 2006 (VROM, 2006).

Tabel 1 Veiligheidsafstanden voor het opslaan van ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.1.

NEM tot en met [kg]	D (A-zone) [m]	D (B-zone) [m]	D (C-zone) [m]
14,1	41	62	124
25,0	87	130	260
50,0	141	212	424
75,0	173	260	520
100,0	196	294	588
125,0	214	321	642
150,0	228	342	684
175,0	240	360	720
200,0	251	376	752
204,0	254	381	762
500,0	254	381	762
750,0	254	381	762
1000,0	254	381	762
2000,0	254	381	762
5000,0	254	381	762
6000,0	270	405	810

Tabel 2 Veiligheidsafstanden voor het opslaan van ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.3.

NEM tot en met [kg]	D (A-zone) [m]	D (B-zone) [m]
50	16	24
100	20	30
150	23	34
200	25	37
250	27	40
300	29	43
350	30	45
400	31	47
450	33	49
500	34	51
550	35	52
600	36	54
650	37	55
700	38	57
750	39	58
800	39	59
850	41	61
900	41	62
950	42	63
1000	43	64

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)

Voor inrichtingen zijn op basis van veiligheidsafstanden, A-, B- en C-zones (ABC-zonering) gedefinieerd. De A-zone is de veiligheidszone waarbinnen de verblijftijd van personen zo kort mogelijk moet zijn (en wordt afgeleid van de B zone[11]). De B-zone is een veiligheidszone waarbinnen geen permanente of langdurige aanwezigheid van personen moet plaatsvinden. De C-zone is een veiligheidszone waarbinnen geen

[11] A-zone = (2/3) x B-zone.

Tabel 3 Veiligheidsafstanden voor het opslaan van ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.4.

	Munitie	Vuurwerk	Overig (ontstekers, slaghoedjes, etc.)	D [m]
Activiteitenbesluit	< 250.000 patronen			8
	< 250.000 patronen in brandcompartiment			0
		< 25 kg bij politie in brandcompartiment		0
Deze circulaire	>250.000 patronen		> 25 kg NEM	20

gebouwen mogen staan die slecht bestand zijn tegen overdrukeffecten (en wordt afgeleid van de B-zone[12]). De veiligheidsafstanden (ABC-zonering) gelden voor nieuwe én bestaande inrichtingen en worden bepaald op basis van de opgeslagen hoeveelheid ontplofbare stoffen en het type bewaarplaats. De veiligheidsafstanden voor de relevante gevarensubklassen zijn gegeven in bijlage I, II en III van de Circulaire opslag ontplofbare stoffen voor civiel gebruik.

In Tabel 1, 2 en 3 worden de veiligheidsafstanden gegeven voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.1, 1.3 en 1.4. De te bewerken of opgeslagen hoeveelheden ontplofbare stoffen worden opgegeven in Netto Explosieve Massa (NEM). In alle gevallen wordt uitgegaan van een licht uitgevoerde bewerkings- of opslagplaats (zie Circulaire opslag ontplofbare stoffen voor civiel gebruik). D is de afstand in meters. De afstanden voor gevarensubklassen 1.5 en 1.6 zijn gelijk aan die voor respectievelijk de subklassen 1.1 en 1.3.

Risiconormen (Plaatsgebonden risico en Groepsrisico)
Aan de risiconormen voor inrichtingen mag uitsluitend worden getoetst indien bestaande inrichtingen niet aan de veiligheidsafstanden (ABC-zonering) kunnen voldoen.
De risiconormen voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen (in inrichtingen) zijn gelijk aan de risiconormen voor het Plaatsgebonden risico en Groepsrisico van het beleid voor Externe Veiligheid, en zijn vermeld in het Besluit externe veiligheid inrichtingen (BEVI) (VROM, 2004).

Het *Plaatsgebonden risico* is van toepassing op het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen. Het betreft het risico op een plaats buiten en met ontplofbare stoffen dat een persoon overlijdt als rechtstreeks gevolg van een ongeval met ontplofbare stoffen op die inrichting. Het plaatsgebonden risico wordt uitgedrukt als een kans per jaar, ervan uitgaande dat een persoon onafgebroken en onbeschermd op die plaats zou verblijven. Voor kwetsbare objecten, zoals woonbebouwing, grote kantoren, scholen en ziekenhuizen geldt een grenswaarde van 10^{-6} per jaar. Voor beperkt kwetsbare objecten, zoals verspreid liggende woningen, geldt 10^{-6} per jaar als richtwaarde.

Het *Groepsrisico* wordt samengesteld uit de cumulatieve kansen per jaar dat ten minste 10, 100 of 1000 personen overlijden als rechtstreeks gevolg van hun aanwezigheid in het invloedsgebied van de inrichting en een ongewoon voorval binnen die inrichting met ontplofbare stoffen. Hiervoor is een oriëntatiewaarde vastgesteld waarvan de wettelijke status minder hard is dan de grenswaarde voor het plaatsgebonden risico. De bestuurlijke afweging over risico's voor groepen is vaak lastig. In de praktijk (vooral bij omwonenden) wordt het groepsrisico wel het meest relevant gevonden omdat het gaat om maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een incident met veel slachtoffers. De kans op een incident zegt de omwonende minder dat het effect van een incident. De oriëntatiewaarde voor het groepsrisico is als volgt vastgesteld: een kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-5} per jaar, een kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-7} per jaar en een kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-9} per jaar.

[12] C-zone = 2 x B-zone.

Transport
Ook voor transport van ontplofbare stoffen wordt gebruikgemaakt van het *Plaatsgebonden risico (PR)* en de oriëntatiewaarde voor het *Groepsrisico (GR)* zoals hierboven beschreven.

De norm voor het plaatsgebonden risico is voor transport gelijk aan de norm voor inrichtingen.

Het Groepsrisico (oriëntatiewaarde) voor transport van ontplofbare stoffen wordt per lengte-eenheid aangegeven. De oriëntatiewaarde voor het groepsrisico is als volgt vastgesteld: een kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-4} per kilometer per jaar, een kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-6} per kilometer per jaar en een kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-8} per kilometer per jaar.

De normen voor het vervoer van ontplofbare stoffen zijn vermeld in de Circulaire Risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen (ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004).

Hierna zal, tenzij anders is aangegeven, worden gesproken van de normen, indien zowel de veiligheidsafstanden als de risiconormen (zowel Plaatsgebonden risico, als het Groepsrisico) worden bedoeld.

13.2 Wat is het doel van de norm?

De veiligheidsafstanden en de risiconormen (PR en GR) gelden ten opzichte van de opslag-, bewerkingslocatie (inrichtingen) en de transportroutes tot personen in de open lucht en bebouwing van derden (zoals woonbebouwing, grote kantoren, scholen en ziekenhuizen).

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De veiligheidsafstanden zijn milieukwaliteitseisen en zijn bedoeld om mens en leefmilieu[13] te beschermen tegen de mogelijke effecten (sterfte) die het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen kunnen veroorzaken. Het gaat in dit verband om de bescherming van de bevolking in de omgeving van een inrichting waar ontplofbare stoffen worden opgeslagen en bewerkt.

Voor nieuwe inrichtingen moet altijd aan de veiligheidsafstanden worden voldaan. Indien voor bestaande inrichtingen niet kan worden voldaan aan de veiligheidsafstanden, dan moet voldaan worden aan de risiconormen voor inrichtingen uit het BEVI. De norm is preventief in de zin van het voorkoómen van slachtoffers.

Risiconormen
Beide risiconormen zijn milieukwaliteitsdoelstellingen, die voor het plaatsgebonden risico zijn vertaald in wettelijke milieukwaliteitseisen en die voor het groepsrisico het karakter hebben van een wettelijke verantwoordingsplicht voor het bevoegd gezag. Aan deze milieukwaliteitseisen en verantwoordingsplicht moet het bevoegd gezag uitvoering geven bij het nemen van bepaalde besluiten die van invloed zijn op de externe veiligheid. De normen zijn bedoeld om (groepen van) omwonenden te beschermen tegen de (rest)risico's van de opslag, productie, gebruik en vervoer van gevaarlijke stoffen in hun omgeving. Hierdoor zijn de normen preventief in de zin van het beperken van het aantal slachtoffers.
Beleidsmatig zijn de normen bedoeld om een duurzaam evenwicht te vinden tussen activiteiten met gevaarlijke stoffen enerzijds en wonen en werken anderzijds. De normen voor het plaatsgebonden risico en het groepsrisico richten zich tot het bevoegd gezag op grond van de Wet milieubeheer en de Wet ruimtelijke ordening.

Het plaatsgebonden risico is erop gericht om voldoende afstand aan te brengen tussen activiteiten met gevaarlijke stoffen en personen die in de omgeving van de gevaarlijke activiteit aanwezig zijn. De norm voor het plaatsgebonden risico is een grenswaarde voor kwetsbare objecten (woningen en aan woningen gelijk te stellen objecten, zoals scholen en ziekenhuizen) en daarmee een resultaatverplichting: overschrijding van een

[13] De ecologische risico's vallen hier niet onder.

grenswaarde is niet toegestaan. Daarnaast is de norm een richtwaarde voor beperkt kwetsbare objecten. Dat betekent dat het overschrijden van de richtwaarde alleen om gewichtige redenen is toegestaan.

Bij het groepsrisico gaat het om het beperken van maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een ernstig ongeval. Voor het groepsrisico geldt een verantwoordingsplicht. Hierbij wordt een lokale bestuurlijke afweging gemaakt in de verantwoording van het groepsrisico, waarbij een verandering in de omvang van het groepsrisico wordt afgezet tegen andere belangen.

13.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

In de veiligheidsafstanden en risiconormen zijn de potentiële effecten op mensen verdisconteerd van de inherente (explosie)gevaren van de ontplofbare stoffen (overdruk, fragmentatie en warmtestraling) en van de bewaarplaatsen van de ontplofbare stoffen (het vrijkomen van brokstukken en fragmenten). De vrijgekomen toxische stoffen zijn voor ontplofbare stoffen niet relevant, omdat de blootstelling van korte duur is en de concentraties op leefniveau laag zijn, waardoor de effecten klein en verwaarloosbaar zijn.

De risiconormen beschermen de mens tegen (een te hoog risico op) acute sterfte ten gevolge van een ongeval, waarbij acute sterfte betekent: overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval. Burgers krijgen in hun woonomgeving een bepaalde gegarandeerde bescherming tegen de gevaren van gevaarlijke stoffen (minimum beschermingsniveau - plaatsgebonden risico). De kans op een groot ongeluk met veel slachtoffers moet expliciet worden afgewogen en verantwoord (groepsrisico). Daarbij spelen de maatschappelijke baten van en de beschikbare alternatieven voor de desbetreffende activiteit een belangrijke rol.

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De veiligheidsafstanden zijn uitsluitend gebaseerd op het te verwachten effect op mensen en ze beschermen tegen de directe gevolgen van een ongeval met ontplofbare stoffen door het voorkomen van acute sterfte. Met acute sterfte wordt bedoeld: overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval. Daarbij is voor de veiligheidsafstanden niet het risico - dat wil zeggen de kans vermenigvuldigd met het effect - op een ongeval met ontplofbare stoffen maatgevend, maar uitsluitend het effect dat kan optreden bij een ongeval met de ontplofbare stoffen. Dit effect is gelijk aan de kans op overlijden. De kans op overlijden op een locatie die buiten de veiligheidsafstanden (ABC-zonering) ligt, is klein: buiten de A-, B- en C-zone respectievelijk enkele procenten, kleiner dan 1% en veel kleiner dan 1% (verwaarloosbaar).

Ecologische risico's zijn voor ontplofbare stoffen niet relevant.

13.4 Hoe is de norm onderbouwd?

De blootstelling en effecten worden berekend met een aantal verschillende modellen, zoals verspreidingsmodellen voor fragmenten en brokstukken, overdrukmodellen en warmtestralingsmodellen. Deze modellen worden gevoed op basis van dosis-effectrelaties. Hierbij wordt onder dosis verstaan de hoeveelheid warmtestraling, drukbelasting (directe of indirecte gevolgen, zoals glasscherven) of brokstukken, en worden uitsluitend de letale effecten op mensen in ogenschouw genomen. Met deze modellen worden vervolgens de veiligheidsafstanden voor de opslag en bewerking van ontplofbare stoffen en de risico's voor het transport van de ontplofbare stoffen berekend. Er wordt alleen rekening gehouden met blootstelling via de lucht en er wordt geen rekening gehouden met gevoelige groepen.

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De veiligheidsafstanden zijn gebaseerd op de hoeveelheid ontplofbare stoffen die een bedrijf mag opslaan en bewerken (vergunde situatie). Deze veiligheidsafstanden gelden zolang de vergunning van het bedrijf van kracht is. Bij omgevingsvergunning en ruimtelijke ontwikkelingen in de omgeving van het bedrijf wordt er getoetst aan de norm.

Transport en inrichtingen

Ontplofbare stoffen worden ingedeeld in de gevarenklasse 1. Afhankelijk van de specifieke gevaarsaspecten worden ontplofbare stoffen ingedeeld in één van de zes subklassen (1.1 t/m 1.6). De normen hebben betrekking op ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.1 t/m 1.6 en zijn afhankelijk van het maatgevende gevaar dat uitgaat van een ontplofbare stof uit een bepaalde gevarensubklasse. Bij ontplofbare stoffen is het maatgevende gevaar per gevarensubklasse als volgt:

- gevarensubklasse 1.1/1.5: massa-explosie;
- gevarensubklasse 1.2: scherfwerking;
- gevarensubklasse 1.3/1.6: massabrand met intense warmtestraling;
- gevarensubklasse 1.4: geringe warmtestraling.

Hierbij hebben stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.5 hetzelfde maatgevende gevaar als stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.1. De stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.5 zijn namelijk zeer weinig gevoelig voor ontsteking, maar als ze worden ontstoken, dan zullen deze stoffen en artikelen zich massa-explosief (als gevarensubklasse 1.1.) gedragen. Daarom gelden voor ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.1 en 1.5 dezelfde veiligheidsafstanden (Tabel 1). Verder hebben stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.6 hetzelfde maatgevende gevaar als stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.3. Hoewel de stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.6 zeer weinig gevoelig zijn voor initiatie (kettingreactie van tussen producten), zullen zij bij initiatie hetzelfde maatgevende gevaar hebben als stoffen en artikelen uit de gevarensubklasse 1.3. Daarom gelden ook voor ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.3 en 1.6 dezelfde veiligheidsafstanden. Daarnaast dient in alle gevallen aan de samenladingsregels te worden voldaan, indien ontplofbare stoffen uit verschillende gevarensubklassen en/of compatibiliteitsgroepen in dezelfde bewerkings-/ opslagplaats of transporteenheid respectievelijk worden bewerkt, opgeslagen of vervoerd. De groepsindeling (compatibiliteitsgroepen) is ontworpen om ervoor te zorgen dat er geen stoffen en/of artikelen worden samengeladen die een ongunstige uitwerking op elkaar hebben of waarbij het totale risico toeneemt. De compatibiliteit van een ontplofbare stof wordt met een letter aangegeven. In de NATO-richtlijn AASTP-1 of de Model Regulations van de Verenigde Naties (VN, 1997; VN, 2013) is gedetailleerde informatie opgenomen over de verschillende subklassen en de compatibiliteitsgroepen.

Bij een massa-explosie zijn de effecten overdruk en het vrijkomen van fragmenten te verwachten. De effecten van overdruk en fragmenten reiken verder dan die van (intense) warmtestraling. Voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen van gevarensubklasse 1.2 wordt in de Circulaire opslag ontplofbare stoffen voor civiel gebruik conservatief de normering voor gevarensubklasse 1.1 gebruikt. Daarom zijn de veiligheidsafstanden voor ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.1, 1.5 en 1.2 groter dan de veiligheidsafstanden voor ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.3 en 1.6. Ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.4 hebben de kleinste veiligheidsafstanden.

Inrichtingen

Voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.1, 1.2 en 1.5 gelden A-, B- en C-zones. Voor het opslaan en bewerken van ontplofbare stoffen van de gevarensubklassen 1.3 en 1.6 gelden alleen een A- en B-zone en voor ontplofbare stoffen van de gevarensubklasse 1.4 alleen een B-zone.

Risiconormen

De normen voor het transport van het vuurwerk komen overeen met de normen van de externe veiligheid. Dit betekent dat er bij het transport van vuurwerk een bepaalde mate van risico wordt geaccepteerd. De effecten kunnen bij incidenten verder reiken, zodat ook in gebieden waar de risico's onder de norm liggen, dodelijke slachtoffers kunnen vallen.

De huidige normen zijn ingevuld als een 'acceptabel' of 'aanvaardbaar' risico per jaar, dat wil zeggen een kans voor een individu om te overlijden (Plaatsgebonden risico) en een kans voor een ramp met een aantal slachtoffers (Groepsrisico). Er is bij de hoogte van de normen geen rekening gehouden met gevoelige groepen. Wel wordt er onderscheid gemaakt in een grenswaarde of richtwaarde voor het plaatsgebonden risico, afhankelijk van (de omvang van) het type bestemmingen.

De normen zelf kennen geen onzekerheid, maar de berekening van het risico wel. Enkele voorbeelden, zoals eerder vermeld, zijn de aannames in de dosis-effectrelaties (namelijk de extrapolatie van dier naar mens), en

voor de uitstroommodellen de extrapolatie naar grote hoeveelheden materiaal. Het is niet duidelijk welke mate van invloed deze onzekerheden hebben op de risicocontour. Hier is een aanvullende onzekerheidsanalyse voor nodig.

13.5 Wat is de historie van de norm?

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De normen voor opslag en bewerking van ontplofbare stoffen kennen hun oorsprong in de Nota van Houwelingen (ministerie van Defensie, 1988) van 12 april 1988: zonering en externe veiligheid rond munitieopslagplaatsen op basis van effecten. In deze nota is de voorzet gemaakt voor een effectbenadering in plaats van een risicobenadering. De norm zelf is sinds 1988 niet meer gewijzigd en staat niet ter discussie. Wel is het toepassingsgebied, dat wil zeggen de inrichtingen waarvoor de norm geldt, gewijzigd. Zo wordt deze norm sinds 2002 ook toegepast voor inrichtingen waar vuurwerk wordt opgeslagen.

Risiconormen
In het Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990 (VROM, 1986) is de risicobenadering als beleidskader geïntroduceerd. In het Nationale Milieubeleidsplan Omgaan met Risico's (VROM, 1989) zijn de risiconormen voor het PR en het GR benoemd. De normen voor het transport van ontplofbare stoffen vinden hun oorsprong in deze Nationale Milieubeleidsplannen.

In de nota Omgaan met Risico's (VROM, 1989) was er voor het plaatsgebonden risico (toen nog individueel risico) nog sprake van een afwegingsruimte tussen een verwaarloosbaarheidsniveau en een onaanvaardbaarheidsniveau. Het verwaarloosbaarheidsniveau is indertijd door de Tweede Kamer met het aannemen van de motie van Esselink en Feenstra (TK 1992-1993 22 8000 XI, nr.23) verlaten. De argumentatie hiervoor was dat via het ALARA-principe (As Low As Reasonably Achievable, dat is: zo laag als redelijkerwijze haalbaar is), de risico's verder zouden worden ingeperkt. Aangezien het ALARA-principe geen concreet vervolg kreeg, is de focus hierna komen te liggen op het onaanvaardbaarheidsniveau van het risico. Vanuit de andere belangen, normen en verplichtingen is er druk om de ruimte op te vullen tot aan de grens van het onaanvaardbaarheidsniveau. Het eerdere onaanvaardbaarheidsniveau is hiermee gelijkgeschakeld met een aanvaardbaar minimum beschermingsniveau. Dit onaanvaardbaarheidsniveau is als norm voor het Plaatsgebonden risico wettelijk van kracht geworden met de invoering van het Besluit externe veiligheid inrichtingen in 2004 (VROM, 2004). De hoogte van de norm is daarna niet meer gewijzigd, wel is het toepassingsgebied verbreed. Dat wil zeggen dat de norm van toepassing is verklaard op steeds meer activiteiten met gevaarlijke stoffen.

Het Groepsrisico wordt eveneens benoemd in de Integrale Nota LPG (VROM, 1984). Het Groepsrisico heeft in de regelgeving uiteindelijk geen gestalte gekregen als norm, maar als oriëntatiewaarde met een verantwoordingplicht voor het lokale bevoegd gezag. Voor aanvullende informatie met betrekking tot het Groepsrisico wordt verwezen naar hoofdstuk 12 over externe veiligheid.

13.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De normen voor opslag/bewerking van ontplofbare stoffen zijn gebaseerd op effectzonering, zijn robuust en geven een optimale bescherming aan de leefomgeving. Een betere onderbouwing is vooralsnog niet nodig.

Risiconormen
De norm voor opslag, bewerking en transport van ontplofbare stoffen
- De norm voor het Plaatsgebonden risico en de onderliggende risicoberekeningen hebben vanuit de codificatie een directe doorwerking in de ruimtelijke ordening. De norm kan dan ook moeilijk volledig los gezien worden van de rekenmethode (norm en rekenmethode samen moeten pragmatisch 'haalbaar en betaalbaar' blijven). Het doorvoeren van nieuwe wetenschappelijke inzichten in de rekenmethode kan op weerstand stuiten wanneer dit leidt tot grote ruimtelijke knelpunten en bijbehorende hoge kosten.

Hiervoor is nog geen goede oplossing gevonden;
- Nieuwe veiligheidsmaatregelen komen in de huidige rekenmethodieken te weinig tot hun recht. Dit komt doordat er statistisch nog te weinig gegevens zijn over de doorwerking en het effect van de maatregel op de risico's in de omgeving. Maatregelen die de fysieke veiligheid bevorderen zijn echter belangrijk voor de verbetering van de veiligheidssituatie en voor de besluitvorming over ruimtelijke ontwikkelingen. Het waarderen van nieuwe maatregelen vraagt daarom om een aanvullende manier van werken, waar de inzet van 'expert judgement' een grotere rol krijgt;
- De rekenmethode kent onzekerheden en informatie ontbreekt voor een goede onderbouwing van een aantal belangrijke invoergegevens, met name de faalfrequenties van installaties met grote hoeveelheden gevaarlijke stoffen (zoals reeds benoemd is in de Integrale Nota LPG (VROM, 1984). Een aantal faalfrequenties is dan ook gebaseerd op consensus, die voor de activiteiten onder de huidige regelgeving haalbaar en betaalbaar was (weinig ruimtelijke knelpunten). Wanneer nu de reikwijdte van het BEVI wordt uitgebreid met een nieuw type activiteiten, kan de bestaande consensus voor deze nieuwe activiteiten leiden tot problemen in de ruimtelijke ordening (veel ruimtelijke knelpunten). Er is dan een spanningsveld tussen bijvoorbeeld de onzekerheid in de faalfrequentie (die bijvoorbeeld ligt tussen 10^{-5} per jaar en 10^{-7} per jaar) en de absoluutheid van de norm (10^{-6} per jaar). Aangezien de normhoogte beleidsmatig en politiek hard is, wordt dan de rekenmethodiek opnieuw ter discussie gesteld;
- De risicoberekeningen worden vooral door anderen dan de inhoudelijk deskundigen als technocratisch en ingewikkeld beschouwd. De risiconormen zouden daarnaast minder aansluiten bij de beleving van veiligheid, die meer effectgericht is: bestuurders en burgers zien vooral de effecten bij een ongeval. Ook wordt daarbij genoemd dat veiligheidswinst bij een bedrijf kan leiden tot kleinere risicocontouren waardoor de bebouwing oprukt en de veiligheidswinst verdwijnt: de kans op een ramp met veel slachtoffers kan toenemen. Het ministerie van IenM onderzoekt daarom of er bijvoorbeeld ook ruimte is voor een (gedeeltelijk) effectbeleid in aanvulling op de huidige risicobenadering.

13.7 Fysieke veiligheid in relatie tot de huidige norm

Veiligheidsafstanden (ABC-zonering)
De kans op overlijden ten gevolge van een ramp met ontplofbare stoffen is verwaarloosbaar als iemand buiten de B-zone van het bedrijf woont. Het risico voor de mensen die buiten de effectzonering wonen is acceptabel, omdat de maatgevende effecten beperkt blijven tot de zonering.

Risiconormen
De risiconorm van 10^{-6} per jaar voor het Plaatsgebonden risico geeft een contour op de kaart die de acceptabele afstand voor kwetsbare objecten weergeeft. Echter, als er een ongeval plaatsvindt, kunnen de effectafstanden (aanzienlijk) groter zijn dan deze contour en kunnen er ook op grotere afstand nog doden vallen. Wanneer iemand buiten deze risicocontour van 10^{-6} per jaar woont, is er dus nog een (lager) sterfterisico. Pas buiten de grootste effectafstand is het sterfterisico ten gevolge van een ongeval nihil. Bij een overschrijding van de norm voor het Plaatsgebonden risico is er dus een hoger risico op overlijden ten gevolge van een ramp.

Bij een toename van het Groepsrisico neemt de kans op een ramp met een groot aantal slachtoffers toe. Dat wil zeggen dat ofwel de kans toeneemt, ofwel het aantal slachtoffers toeneemt of een combinatie van beide.

Literatuur

Ministerie van Defensie (1988). Nota van Houwelingen, brief kenmerk D/86/044/13441.

Motie Esselink / Feenstra Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1992-1993, stuk 22.8000 XI nr. 235.

Verkeer en Waterstaat (2004). Circulaire Risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen. Staatscourant (2004), nr. 147.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0016249/

VN (1997). Allied Ammunition Storage and Transport Publication, AASPT-1, NATO, August 1997

VN (2013) Recommendations on the Transport of Dangerous Goods, Model Regulations, 18th revised edition. United Nations.

VROM (1984). Integrale nota LPG. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1983-1984, Kamerstuk II 18 233 nr. 1 en 2)

VROM (1986). Indicatief Meerjarenplan Milieubeheer 1986-1990 (IMP-M 86-90). Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1985-1986 stuk 19 204, nr. 25.

VROM (1989). Notitie 'Omgaan met risico's', bijlage nr. 5 van Nationaal Milieubeleidsplan. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1988-1989, stuk 21.137 nr. 5.

VROM (2004). Besluit van 7 oktober 2004, houdende vaststelling van het tijdstip van inwerkingtreding van het Besluit externe veiligheid inrichtingen. Staatsblad (2004), nr. 521.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0016767/

VROM (2006), Circulaire opslag ontplofbare stoffen voor civiel gebruik. Staatscourant 2006, nr. 161. EV/2006268085.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0020120/

14 Ratio en onderbouwing normen vuurwerk

Auteur: S. Mahesh

14.1 Welke normen zijn er?

Vuurwerk is een onderdeel van externe veiligheid, maar is in een apart hoofdstuk uitgewerkt omdat de normen voor vuurwerk (net als ontplofbare stoffen voor civiel gebruik) een effectgericht element bevatten welke in de overige externe veiligheid (inrichtingen, buisleidingen en transport) niet wordt toegepast.

Voor vuurwerk zijn er verschillende normen beschikbaar. Er zijn *veiligheidsafstanden* voor de opslag/bewerking van vuurwerk in een inrichting en het afsteken van professioneel vuurwerk door een beziger (persoon die een opleiding heeft genoten ten behoeve van het afsteken van professioneel vuurwerk). Voor transport van vuurwerk zijn er risiconormen. Deze *risiconormen* voor het transport van vuurwerk zijn het *Plaatsgebonden risico (PR)* en het *Groepsrisico* (GR). Deze twee risiconormen zijn gelijk aan de risiconormen, zoals die gehanteerd worden voor het vervoer van gevaarlijke stoffen binnen externe veiligheid (zie ook hoofdstuk 12 over externe veiligheid). Hierna zal, tenzij anders is aangegeven, worden gesproken van de normen, indien zowel de veiligheidsafstanden als de risiconormen (zowel Plaatsgebonden risico, als het Groepsrisico) worden bedoeld.

De normen gelden voor vuurwerk dat een ongeval kan veroorzaken en waarbij er acute slachtoffers in de omgeving van de ongevalslocatie zijn te verwachten. De normen hebben betrekking op consumentenvuurwerk en professioneel vuurwerk en zijn afhankelijk van het maatgevende gevaar (warmtestraling, overdruk of fragmentatie) dat van het vuurwerkartikel uitgaat.

Veiligheidsafstanden
De veiligheidsafstanden zijn uitsluitend gebaseerd op het te verwachten effect op mensen en beschermen tegen de directe gevolgen van een ongeval met vuurwerk door het voorkomen van acute sterfte. Met acute sterfte wordt bedoeld: overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval. Daarbij is voor de veiligheidsafstanden niet het risico – dat wil zeggen de kans vermenigvuldigd met het

effect – op een ongeval met vuurwerk maatgevend, maar uitsluitend het effect dat kan optreden bij een ongeval met vuurwerk. Dit effect is gelijk aan de kans op overlijden.

De veiligheidsafstanden zijn vaste afstanden en zijn afhankelijk van het type vuurwerk (professioneel vuurwerk of consumentenvuurwerk) en de omvang van het vuurwerk. De kans op overlijden op een locatie die buiten de veiligheidsafstanden ligt, is zeer klein (verwaarloosbaar):
- *Opslag en bewerking* van vuurwerk: de kans op overlijden buiten de effectafstand is kleiner dan 1%;
- *Afsteken* van professioneel vuurwerk door een beziger: de kans op overlijden buiten de effectafstand is kleiner dan 0,1%.

Het betreft de volgende vastgestelde afstanden:

Tabel 1 Veiligheidsafstanden voor consumentenvuurwerk ten opzichte van de bufferbewaarplaats.

Opgeslagen hoeveelheid vuurwerk (kg)	Veiligheidsafstand voorwaarts[1] (m)	Veiligheidsafstand zijwaarts[1] (m)	Veiligheidsafstand achterwaarts[1] (m)
vanaf 0 t/m 500	20	20	4
vanaf 500 t/m 1000	25	20	5
vanaf 1.000 t/m 2000	33	25	6
vanaf 2.000 t/m 3500	42	31	8
vanaf 3.500 t/m 5000	48	36	9

[1] Voorwaarts is de richting van de vlamtong door de deuropening van de bufferbewaarplaats. Zijwaarts en achterwaarts zijn respectievelijk de zijwaartse richting ten opzichte van en de achterwaartse richting ten opzichte van de deuropening.

Tabel 2 Veiligheidsafstanden voor consumentenvuurwerk ten opzichte van de bewaarplaats

Grootte deuropening bewaarplaats	Veiligheidsafstand (m)
vanaf 0 m^2 tot en met 4 m^2	20
vanaf 4 m^2 tot en met 6 m^2	25
vanaf 6 m^2 tot en met 8 m^2	30

De veiligheidsafstanden uit Tabel 1 en 2 gelden voor inrichtingen waar meer dan 10.000 kg consumentenvuurwerk aanwezig is in de bewaarplaatsen en/of bufferbewaarplaatsen. Indien bij een inrichting niet meer dan 10.000 kg consumentenvuurwerk aanwezig is, bedraagt de veiligheidsafstand minimaal 8 meter.

Tabel 3 Veiligheidsafstanden voor professioneel vuurwerk ten opzichte van bewaarplaats of bewerkingsruimte.

Opgeslagen hoeveelheid vuurwerk, netto explosieve massa (kg)	Veiligheidsafstand (m)
vanaf 0 t/m 750	400
vanaf 750 t/m 6000	800

De veiligheidsafstanden voor het opslaan en bewerken van vuurwerk zijn vastgelegd in het Vuurwerkbesluit (VROM, 2002a). Het Vuurwerkbesluit is in werking getreden in 2002 en gewijzigd in 2004 en 2012.

De veiligheidsafstanden voor het afsteken van professioneel vuurwerk door bezigers zijn opgenomen in de Regeling bedrijfsmatig tot ontbranding brengen van vuurwerk (I&M, 2012) en zijn gebaseerd op het TNO rapport ‘Effectafstanden voor het bezigen van professioneel vuurwerk’ uit 2002 (TNO, 2002c).

Risiconormen

Plaatsgebonden risico

Het Plaatsgebonden risico is het risico op een plaats buiten een transportas met vuurwerk dat een persoon overlijdt als rechtstreeks gevolg van een ongeval met vuurwerk op die transportas. Het Plaatsgebonden

risico wordt uitgedrukt als een kans per jaar, ervan uitgaande dat een persoon onafgebroken en onbeschermd op die plaats zou verblijven. Voor kwetsbare objecten, zoals woonbebouwing, grote kantoren, scholen en ziekenhuizen geldt een grenswaarde van 10^{-6} per jaar. Voor beperkt kwetsbare objecten, zoals verspreid liggende woningen, geldt 10^{-6} per jaar als richtwaarde.

Groepsrisico

Het Groepsrisico voor een transportas met vuurwerk wordt samengesteld uit de cumulatieve kansen per jaar dat ten minste 10, 100 of 1000 personen overlijden als rechtstreeks gevolg van hun aanwezigheid in het invloedsgebied van de transportas en een ongewoon voorval binnen die transportas met vuurwerk. Hiervoor is een oriëntatiewaarde vastgesteld waarvan de wettelijke status minder hard is dan de grenswaarde voor het plaatsgebonden risico. De bestuurlijke afweging over risico's voor groepen is vaak lastig. In de praktijk (met name bij omwonenden) wordt het Groepsrisico wel het meest relevant gevonden omdat het gaat om maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een incident met veel slachtoffers. De kans op een incident zegt de omwonende minder dat het effect van een incident. De oriëntatiewaarde voor het groepsrisico is als volgt vastgesteld, een kans op een ongeval met 10 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-4} per kilometer per jaar, een kans op een ongeval met 100 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-6} per kilometer per jaar en een kans op een ongeval met 1000 of meer dodelijke slachtoffers van ten hoogste 10^{-8} per kilometer per jaar.

De normen voor het vervoer van vuurwerk sluiten aan op het beleid voor Externe Veiligheid en zijn vermeld in de Circulaire Risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen (V&W, 2004).
Voor zowel het Plaatsgebonden risico als Groepsrisico wordt ook verwezen naar hoofdstuk 12 over externe veiligheid.

Europese normen

In het Vuurwerkbesluit is ook de Europese richtlijn voor pyrotechnische artikelen geïmplementeerd (EC, 2007). Deze Richtlijn gaat over de kwaliteit van het vuurwerk (veiligheidseisen) en het in de handel brengen van het vuurwerk. Verder moeten in het kader van productveiligheid de vuurwerkartikelen voldoen aan bepaalde (veiligheids)eisen met betrekking tot bijvoorbeeld samenstelling, aanwezigheid stoffen en geluid. Hiervoor zijn er op Europees niveau geharmoniseerde CEN-normen ontwikkeld. In de nationale regelgeving wordt naar deze normen verwezen.

14.2 Wat is het doel van de norm?

De veiligheidsafstanden en de risiconormen (PR en GR) gelden ten opzichte van respectievelijk de opslag-, bewerkings-, afsteeklocatie en de transportassen tot personen in de open lucht en bebouwing van derden (zoals woonbebouwing, grote kantoren, scholen en ziekenhuizen).

Veiligheidsafstanden

De veiligheidsafstanden zijn milieukwaliteitseisen en zijn bedoeld om mens en leefmilieu[14] te beschermen tegen de mogelijke effecten (zowel sterfte als gehoorschade) die het opslaan, bewerken en afsteken van vuurwerk kunnen veroorzaken. Het gaat in dit verband zowel om de bescherming van de bevolking in de omgeving van een locatie waar vuurwerk wordt opgeslagen en bewerkt, als om de bescherming van toeschouwers die aanwezig zijn bij een evenement of voorstelling waarbij professioneel vuurwerk door een beziger wordt afgestoken. Voor de veiligheid van de consument worden er eisen gesteld aan de productveiligheid om bijvoorbeeld gehoorschade te voorkomen en voor de mens gevaarlijke stoffen niet toe te voegen aan het vuurwerk. Deze producteisen zijn afkomstig uit Europa.
Aan de veiligheidsafstanden moet altijd worden voldaan. De norm is preventief in de zin van het voorkomen van slachtoffers.

[14] De ecologische risico's vallen hier niet onder.

Risiconormen
Beide risiconormen zijn milieukwaliteitsdoelstellingen, die voor het Plaatsgebonden risico zijn vertaald in wettelijke milieukwaliteitseisen en die voor het Groepsrisico het karakter hebben van een wettelijke verantwoordingsplicht voor het bevoegd gezag. Aan deze milieukwaliteitseisen en verantwoordingsplicht moet het bevoegd gezag uitvoering geven bij het nemen van bepaalde besluiten die van invloed zijn op de externe veiligheid. De normen zijn bedoeld om (groepen van) omwonenden te beschermen tegen de (rest)risico's van de opslag, productie, gebruik en vervoer van gevaarlijke stoffen in hun omgeving. Hierdoor zijn de normen preventief in de zin van het beperken van het aantal slachtoffers.
Beleidsmatig zijn de normen bedoeld om een duurzaam evenwicht te vinden tussen activiteiten met gevaarlijke stoffen enerzijds en wonen en werken anderzijds. De normen voor het Plaatsgebonden risico en het Groepsrisico richten zich tot het bevoegd gezag op grond van de Wet milieubeheer en de Wet ruimtelijke ordening.

Het Plaatsgebonden risico is erop gericht om voldoende afstand aan te brengen tussen activiteiten met gevaarlijke stoffen en personen die in de omgeving van de gevaarlijke activiteit aanwezig zijn. De norm voor het Plaatsgebonden risico is een grenswaarde voor kwetsbare objecten (woningen en aan woningen gelijk te stellen objecten, zoals scholen en ziekenhuizen) en daarmee een resultaatverplichting: overschrijding van een grenswaarde is niet toegestaan. Daarnaast is de norm een richtwaarde voor beperkt kwetsbare objecten. Dat betekent dat het overschrijden van de richtwaarde alleen om gewichtige redenen is toegestaan.

Bij het Groepsrisico gaat het om het beperken van maatschappelijke ontwrichting als gevolg van een ernstig ongeval. Voor het Groepsrisico geldt een verantwoordingsplicht. Hierbij wordt een lokale bestuurlijke afweging gemaakt in de verantwoording van het Groepsrisico, waarbij een verandering in de omvang van het Groepsrisico wordt afgezet tegen andere belangen.

14.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

De normen hebben betrekking op consumentenvuurwerk en professioneel vuurwerk en zijn afhankelijk van het maatgevende gevaar dat van het vuurwerk artikel uitgaat. Bij consumentenvuurwerk is het maatgevende gevaar brand met warmtestraling en bij professioneel vuurwerk is dat massa explosie met overdrukeffecten en het vrijkomen van fragmenten. De effecten van overdruk en fragmenten reiken verder dan die van warmtestraling. Daarom zijn de veiligheidsafstanden voor consumentenvuurwerk kleiner dan de veiligheidsafstanden voor professioneel vuurwerk.
De risiconormen beschermen de mens tegen (een te hoog risico op) acute sterfte ten gevolge van een ongeval, waarbij acute sterfte betekent: overlijden ten gevolge van het ongeval en binnen twee tot drie weken na het ongeval. Burgers krijgen in hun woonomgeving een bepaalde gegarandeerde bescherming tegen de gevaren van gevaarlijke stoffen (minimum beschermingsniveau – Plaatsgebonden risico). De kans op een groot ongeluk met veel slachtoffers moet expliciet worden afgewogen en verantwoord (Groepsrisico). Daarbij spelen de maatschappelijke baten van en de beschikbare alternatieven voor de desbetreffende activiteit een belangrijke rol.

In de veiligheidsafstanden en risiconormen zijn de potentiële effecten op mensen verdisconteerd van de inherente (explosie) gevaren van het vuurwerk (overdruk, fragmentatie en warmtestraling) en van de bewaarplaatsen van vuurwerk (het vrijkomen van brokstukken en fragmenten). De vrijgekomen toxische stoffen zijn voor vuurwerk niet relevant, omdat de blootstelling van korte duur is en de concentraties op leefniveau laag zijn, waardoor de effecten klein en verwaarloosbaar zijn.

Ecologische risico's zijn voor vuurwerk niet relevant.

14.4 Hoe is de norm onderbouwd?

De blootstelling en effecten van vuurwerk worden berekend met een aantal verschillende modellen, zoals verspreidingsmodellen voor fragmenten en brokstukken, overdrukmodellen en warmtestralingsmodellen. In

de berekening wordt alleen rekening gehouden met blootstelling via de lucht en er wordt geen rekening gehouden met gevoelige groepen.
De modellen worden gevoed op basis van dosis-effectrelaties. Hierbij wordt onder dosis verstaan de hoeveelheid warmtestraling, drukbelasting (directe of indirecte gevolgen zoals glasscherven) of brokstukken, en worden uitsluitend de letale effecten op mensen in ogenschouw genomen. Met deze modellen worden vervolgens de veiligheidsafstanden voor de opslag, bewerking en het afsteken van vuurwerk en de risico's voor het transport van het vuurwerk berekend.

Veiligheidsafstanden

De veiligheidsafstanden zijn gebaseerd op de hoeveelheid vuurwerk die een bedrijf mag opslaan en bewerken (vergunde situatie). Deze veiligheidsafstanden gelden zolang de vergunning van het bedrijf van kracht is. Bij omgevingsvergunning en ruimtelijke ontwikkelingen in de omgeving van het bedrijf wordt er getoetst aan de norm.

Voor professioneel vuurwerk zijn de bepalende effecten het gevolg van overdruk en fragmentatie. Bij de maximaal vergunde hoeveelheid vuurwerk is een veiligheidsafstand berekend van 400 meter uitgaande van experimenten met munitie. Naar aanleiding van de vuurwerkramp in Enschede, waarbij brokstukken werden gevonden op een afstand van 580 meter, is besloten om de berekende maximale veiligheidsafstand met een factor 2 te verhogen naar 800 meter.

Bij consumentenvuurwerk, waar warmtestraling het bepalende effect is, wordt gekeken naar de lengte van de vlamtongen (gebaseerd op experimenten van TNO) die ontstaan bij de opgeslagen hoeveelheden vuurwerk en de warmtestraling van de vlamtongen. Bij de maximaal toegestane hoeveelheid vuurwerk bedraagt de afstand 48 meter als gevolg van de warmtestraling van de vlamtongen.

De veiligheidsafstanden voor het afsteken van professioneel vuurwerk door een beziger gelden alleen gedurende de afsteekactiviteiten en voor de aangevraagde locatie, en zijn in een vergunning vastgelegd.

Risiconormen

De normen voor het transport van het vuurwerk komen overeen met de normen van de externe veiligheid. Dit betekent dat er bij het transport van vuurwerk een bepaalde mate van risico wordt geaccepteerd. De effecten kunnen bij incidenten verder reiken, zodat ook in gebieden waar de risico's onder de norm liggen, dodelijke slachtoffers kunnen vallen.

De huidige normen zijn ingevuld als een 'acceptabel' of 'aanvaardbaar' risico per jaar, dat wil zeggen een kans voor een individu om te overlijden (Plaatsgebonden risico) en een kans voor een ramp met een aantal slachtoffers (Groepsrisico). Er is bij de hoogte van de normen geen rekening gehouden met gevoelige groepen. Wel wordt er onderscheid gemaakt in een grenswaarde of richtwaarde voor het Plaatsgebonden risico, afhankelijk van (de omvang van) het type bestemmingen.

Voor transport is de rekenmethodiek vastgelegd in de Handleiding Risicoberekeningen Transport (HART) (Rijkswaterstaat, 2014); de rekenmethode en het softwarepakket RBM II zullen worden voorgeschreven in een nog te publiceren ministeriële regeling.

Overige invloeden op de norm

Behalve de dosis-effectrelaties hebben ook onderstaande aspecten een invloed op de norm:

1. Aangezien vuurwerk wordt gebruikt voor vermakelijkheidsdoeleinden (voor plezier), mogen aan de opslag en het gebruik van vuurwerk strengere veiligheidseisen worden gesteld om de leefomgeving te beschermen dan aan industriële activiteiten met een economisch en maatschappelijk doel;
2. In een periode van 10 jaar zijn er twee ernstige ongevallen (Culemborg, 1991 en Enschede, 2000) geweest bij vuurwerkbedrijven. Dat heeft geleid tot een verzwaring van de normen voor vuurwerkbedrijven;
3. In het gewijzigde Vuurwerkbesluit van 2004 is opgenomen dat de veiligheidsafstanden verkort mogen worden indien aan de norm voor de kans op overlijden van kleiner dan 1% kan worden voldaan door het treffen van in het Vuurwerkbesluit genoemde fysieke veiligheidsmaatregelen voor het opslaan en bewerken van consumenten vuurwerk bij provinciale inrichtingen (meer dan 10.000 kg). Daarnaast is een

extra veiligheidsafstand opgenomen voor het opslaan en bewerken van professioneel vuurwerk om deze activiteiten voor kleinere hoeveelheden professioneel vuurwerk toe te staan.

De normen zelf kennen geen onzekerheid, maar de berekening van het risico wel. Enkele voorbeelden, zoals eerder vermeld, zijn de aannames in de dosis-effectrelaties (namelijk de extrapolatie van dier naar mens), en voor de uitstroommodellen de extrapolatie naar grote hoeveelheden materiaal. Het is niet duidelijk welke mate van invloed deze onzekerheden hebben op de risicocontour. Hier is een aanvullende onzekerheidsanalyse voor nodig.

14.5 Wat is de historie van de norm?

Veiligheidsafstanden
De normen voor opslag/bewerking en afsteken van vuurwerk kennen hun oorsprong in de Nota Van Houwelingen (Ministerie van Defensie, 1988) uit 1988: zonering en externe veiligheid rond munitieopslagplaatsen op basis van effecten. In deze nota is de voorzet gemaakt voor een effectbenadering in plaats van een risicobenadering. De norm is als grenswaarde wettelijk van kracht met de invoering van het Vuurwerkbesluit. De norm zelf is sinds 1988 niet meer gewijzigd en staat niet ter discussie. Wel is het toepassingsgebied, dat wil zeggen de inrichtingen en activiteiten waarvoor de norm geldt, gewijzigd. Zo wordt deze norm sinds 2006 ook toegepast voor inrichtingen waar ontplofbare stoffen voor civiel gebruik worden opgeslagen.

Risiconormen
In het Indicatief Meerjarenprogramma Milieubeheer 1986-1990 (VROM, 1986) is de risicobenadering als beleidskader geïntroduceerd. In het Nationale Milieubeleidsplan Omgaan met Risico's (VROM, 1989) zijn de risiconormen voor het PR en het GR benoemd. De normen voor het transport van vuurwerk vinden hun oorsprong in deze Nationale Milieubeleidsplannen.

In de nota Omgaan met Risico's (VROM, 1989) was er voor het plaatsgebonden risico (toen nog individueel risico) nog sprake van een afwegingsruimte tussen een verwaarloosbaarheidsniveau en een onaanvaardbaarheidsniveau. Het verwaarloosbaarheidsniveau is indertijd door de Tweede Kamer met het aannemen van de motie van Esselink en Feenstra (TK 1992-1993 22 8000 XI, nr.23) verlaten. De argumentatie hiervoor was dat via het ALARA-principe ('As Low As Reasonably Achievable', dat is: zo laag als redelijkerwijze haalbaar is), de risico's verder zouden worden ingeperkt. Aangezien het ALARA-principe geen concreet vervolg kreeg, is de focus hierna komen te liggen op het onaanvaardbaarheidsniveau van het risico. Vanuit de andere belangen, is er druk om de ruimte op te vullen tot aan de grens van het onaanvaardbaarheidsniveau. Het eerdere onaanvaardbaarheidsniveau is hiermee gelijkgeschakeld met een aanvaardbaar minimum beschermingsniveau. Dit onaanvaardbaarheidsniveau is als norm voor het Plaatsgebonden risico wettelijk van kracht geworden met de invoering van het Besluit externe veiligheid inrichtingen in 2004 (VROM, 2004). De hoogte van de norm is daarna niet meer gewijzigd, wel is het toepassingsgebied verbreed. Dat wil zeggen dat de norm van toepassing is verklaard op steeds meer activiteiten met gevaarlijke stoffen.

Het Groepsrisico wordt eveneens benoemd in de Integrale Nota LPG (VROM, 1984). Het Groepsrisico heeft in de regelgeving uiteindelijk geen gestalte gekregen als norm, maar als oriëntatiewaarde met een verantwoordingplicht voor het lokale bevoegd gezag. Voor aanvullende informatie over het Groepsrisico wordt verwezen naar hoofdstuk 12 over externe veiligheid.

Hoewel externe veiligheid en vuurwerk nauw met elkaar te maken hebben, heeft het kabinet na de ramp in Enschede besloten de hele keten van vuurwerk (import, transport, opslag, doorvoer, verkoop, afsteken, veiligheidseisen, etc.) in een aparte regelgeving onder te brengen (geen versnippering van regels). Daarnaast heeft dit ook te maken met de effectgerichte benadering die voor vuurwerk is gekozen. In het externe veiligheidsbeleid wordt een risicogerichte benadering toegepast.

14.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Veiligheidsafstanden
De normen voor opslag/bewerking en afsteken van vuurwerk zijn gebaseerd op effectzonering, zijn robuust en geven een optimale bescherming aan de leefomgeving. Een betere onderbouwing is vooralsnog niet nodig.

Risiconormen
Aangezien de risiconormen voor vuurwerk gelijk zijn aan de risiconormen voor externe veiligheid, gelden ook hier dezelfde mogelijkheden voor verbetering:

- De norm voor het Plaatsgebonden risico en de onderliggende risicoberekeningen hebben vanuit de codificatie een directe doorwerking in de ruimtelijke ordening. De norm kan dan ook moeilijk volledig los worden gezien van de rekenmethode (norm en rekenmethode samen moeten pragmatisch 'haalbaar en betaalbaar' blijven). Het doorvoeren van nieuwe wetenschappelijke inzichten in de rekenmethode kan op weerstand stuiten wanneer dit leidt tot grote ruimtelijke knelpunten en bijbehorende hoge kosten. Hiervoor is nog geen goede oplossing gevonden;
- Nieuwe veiligheidsmaatregelen komen in de huidige rekenmethodieken te weinig tot hun recht. Dit komt doordat er statistisch nog te weinig gegevens zijn over de doorwerking en het effect van de maatregel op de risico's in de omgeving. Maatregelen die de fysieke veiligheid bevorderen zijn echter belangrijk voor de verbetering van de veiligheidssituatie en voor de besluitvorming over ruimtelijke ontwikkelingen. Het waarderen van nieuwe maatregelen vraagt daarom om een aanvullende manier van werken, waar de inzet van 'expert judgement' een grotere rol krijgt;
- De rekenmethode kent onzekerheden en er ontbreekt vooralsnog informatie voor een goede onderbouwing van een aantal belangrijke invoergegevens, met name de faalfrequenties van installaties met grote hoeveelheden gevaarlijke stoffen (zoals reeds benoemd is in de Integrale Nota LPG (VROM, 1984). Een aantal faalfrequenties zijn dan ook gebaseerd op consensus, die voor de activiteiten onder de huidige regelgeving haalbaar en betaalbaar waren (weinig ruimtelijke knelpunten). Wanneer nu de reikwijdte van het Besluit externe veiligheid inrichtingen wordt uitgebreid met een nieuw type activiteiten, kan de bestaande consensus voor deze nieuwe activiteiten leiden tot problemen in de ruimtelijke ordening (veel ruimtelijke knelpunten). Er is dan een spanningsveld tussen bijvoorbeeld de onzekerheid in de faalfrequentie (die bijvoorbeeld ligt tussen 10-5 per jaar en 10-7 per jaar) en de absoluutheid van de norm (10-6 per jaar). Aangezien de normhoogte beleidsmatig en politiek hard is, wordt dan de rekenmethodiek opnieuw ter discussie gesteld;
- De risicoberekeningen worden vooral door anderen dan de inhoudelijk deskundigen als technocratisch en ingewikkeld beschouwd. De risiconormen zouden daarnaast minder aansluiten bij de beleving van veiligheid, die meer effectgericht is: bestuurders en burgers zien vooral de effecten bij een ongeval. Ook wordt daarbij genoemd dat veiligheidswinst bij een bedrijf kan leiden tot kleinere risicocontouren, waardoor de bebouwing oprukt en de veiligheidswinst verdwijnt: de kans op een ramp met veel slachtoffers kan toenemen. De beleidsdirectie Veiligheid & Risico's van het ministerie van IenM onderzoekt daarom of er bijvoorbeeld ook ruimte is voor een (gedeeltelijk) effectbeleid in aanvulling op de huidige risicobenadering.

14.7 Fysieke veiligheid in relatie tot de huidige norm

Veiligheidsafstanden
De kans op overlijden ten gevolge van een ramp met vuurwerk is verwaarloosbaar als iemand buiten de effectzonering van het bedrijf of de afsteeklocatie woont. Het risico voor de mensen die buiten de effectzonering wonen is acceptabel, omdat de effecten beperkt blijven tot de zonering.

Risiconormen
De risiconorm van 10^{-6} per jaar voor het Plaatsgebonden risico geeft een contour op de kaart die de acceptabele afstand voor kwetsbare objecten weergeeft. Echter, als er een ongeval plaatsvindt, kunnen de effectafstanden (aanzienlijk) groter zijn dan deze contour en kunnen er ook op grotere afstand nog doden vallen. Wanneer iemand buiten deze risicocontour van 10-6 per jaar woont, is er dus nog een (lager) sterfterisico. Pas buiten de grootste effectafstand is het sterfterisico ten gevolge van een ongeval nihil. Bij een

overschrijding van de norm voor het Plaatsgebonden risico is er dus een hoger risico op overlijden ten gevolge van een ramp.

Bij een toename van het groepsrisico neemt de kans op een ramp met een groot aantal slachtoffers toe. Dat wil zeggen dat ofwel de kans toeneemt, ofwel het aantal slachtoffers toeneemt, of een combinatie van beide.

Literatuur

EC (2007). Richtlijn 2007/23/EG van het Europees parlement en de raad van 23 mei 2007 betreffende het in de handel brengen van pyrotechnische artikelen. Publicatieblad Nr. L154 van 14/6/2007.

Ministerie van Defensie (1988). Nota van Houwelingen, brief kenmerk D/86/044/13441.

IenM (2004). Besluit van 7 oktober 2004, houdende vaststelling van het tijdstip van inwerkingtreding van het Besluit externe veiligheid inrichtingen. Staatsblad (2004), nr. 521. http://wetten.overheid.nl/BWBR0016767/

IenM (2012). Regeling bedrijfsmatig tot ontbranding brengen van vuurwerk. Staatscourant (2012), 11957. http://wetten.overheid.nl/BWBR0031686/

Motie Esselink / Feenstra Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1992-1993, stuk 22.8000 XI nr. 235.

Rijkswaterstaat (2014). Handleiding Risicoanalyse Transport (HART). Versie 1.0, Rijkswaterstaat.http://www.rijkswaterstaat.nl/images/Handleiding%20Risicoanalyse%20Transport%20(HART)_tcm174-330197.pdf

TNO (2002c). Effectafstanden voor het bezigen van professioneel vuurwerk.

VROM (1984). Integrale nota LPG. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1983-1984, Kamerstuk II 18 233 nr. 1 en 2).

VROM (1986). Indicatief Meerjarenplan Milieubeheer 1986-1990 (IMP-M 86-90). Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1985-1986 stuk 19 204, nr. 25.

VROM (1989). Notitie 'Omgaan met risico's', bijlage nr. 5 van Nationaal Milieubeleidsplan. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1988-1989, stuk 21.137 nr. 5.

VROM (2002a). Besluit van 22 januari 2002, houdende nieuwe regels met betrekking tot consumenten- en professioneel vuurwerk (Vuurwerkbesluit). Staatsblad 2002, nr. 33. http://wetten.overheid.nl/BWBR0013360/

VROM (2002b). Brief met kenmerk EV2002.022596 m.b.t. veiligheidsafstanden voor het afsteken van professioneel vuurwerk. http://www.rijksoverheid.nl/bestanden/documenten-en-publicaties/brochures/2010/11/26/alle-pijlen-gericht-op-het-vuurwerkbesluit/11br2003g133.pdf.

V&W (2004). Circulaire Risiconormering vervoer gevaarlijke stoffen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Staatscourant (2004), nr. 147. http://wetten.overheid.nl/BWBR0016249/

15
Ratio en onderbouwing normen waterveiligheid

Auteurs: J.M. Knoop (PBL) en E. Brand

15.1 Welke normen zijn er?

Het waterveiligheidsbeleid gaat anders worden van opzet. Hiervoor worden in 2015 zogenaamde Delta-beslissingen genomen, die op dit moment worden voorbereid binnen het kader van het Deltaprogramma. Voor onderstaande inventarisatie is echter de bestaande wet- en regelgeving als uitgangspunt gehanteerd, waar nodig aangevuld met de voornemens ten aanzien van het nieuwe beleid.

Verder is het stelsel van dijken, duinen en kunstwerken (zoals sluizen) opgedeeld in zogenaamde primaire en secundaire keringen. De primaire keringen liggen langs het hoofdwaterstelsel (Noordzee, Waddenzee, grote meren en rivieren), de secundaire keringen langs de binnenwateren (vooral boezems). Deze inventarisatie beschrijft de wet- en regelgeving voor de primaire keringen omdat dit wetgeving van de Rijksoverheid betreft. De secundaire keringen vallen onder de verantwoordelijkheid van de waterschappen en zijn daarmee lokaal beleid.

Veiligheidsnormen voor de primaire waterkeringen. Deze normen betreffen een overschrijdingskans van een vastgestelde waterstand voor aangewezen gebieden (dijkringen) in Nederland. Het gaat om de volgende overschrijdingskans van de vastgestelde waterstand:
- 1 keer per 10.000 jaar (voor het kustgebied van Noord- en Zuid-Holland);
- 1 keer per 4000 jaar (overige kustgebieden dan Noord- en Zuid-Holland);
- 1 keer per 2000 jaar (overgangsgebied, onder andere Drechtsteden);
- 1 keer per 1250 jaar (voor het rivierengebied);
- 1 keer per 500 jaar (deel van de de Limburgse Maas);
- 1 keer per 250 jaar (resterende deel van de Limburgse Maas).

De normen zijn vastgelegd in de Wet op de Waterkeringen, welke per 22 december 2009 is opgenomen in de Waterwet (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2009).

Vanuit de EU is er een EU-hoogwaterrichtlijn (EC, 2007), maar die schrijft voornamelijk procesverplichtingen voor en heeft verder geen invloed op de hoogte van de beschermingsniveaus in de EU-lidstaten.

De intentie is om in het nieuwe beleid uit te gaan van een risicobenadering waarbij zowel gekeken wordt naar de kans dat een overstroming plaatsvindt (faalkans) als naar de gevolgen van een eventuele overstroming voor de mens en waarde. In de nieuwe wetgeving is het voornemen om niet langer onderscheid te maken in 6 verschillende gebieden in Nederland, maar is sprake van een grotere ruimtelijke differentiatie. Hiertoe zijn de dijkringen opgeknipt naar een veelvoud van dijktrajecten. Per dijktraject wordt een faalkans toegekend. De volgende faalkansen zijn momenteel voorzien:
- 1 keer per 100.000 jaar;
- 1 keer per 30.000 jaar;
- 1 keer per 10.000 jaar;
- 1 keer per 3000 jaar;
- 1 keer per 1000 jaar;
- 1 keer per 300 jaar.

15.2 Wat is het doel van de norm?

Het doel van de norm is om Nederland te beschermen tegen overstromingen vanuit de Noordzee, de Waddenzee, de grote rivieren Rijn, Maas en Westerschelde, de Oosterschelde, het IJsselmeer, Markermeer en de randmeren. De normen zijn preventief en moeten gehaald worden (harde norm), wat betekent dat het een resultaatverplichting betreft.

15.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Het beschermdoel is het voorkomen van overstromingen in Nederland. Het beschermdoel is gebaseerd op een kosten-batenanalyse (de kosten van het nemen van maatregelen versus de schade die een overstroming kan veroorzaken) (Ten Brinke en Bannink, (2004)). Hierbij wordt enkel gekeken naar de economische schade van een overstroming. De normen worden vertaald in een overschrijdingskans van een waterhoogte (de zogenaamde maatgevende hoogwaterstand, MHW). Er wordt vooralsnog niet gekeken naar slachtoffers of natuurschade.

In de nieuwe wetgeving zijn hiervoor wel plannen. Hierbij zal het beschermdoel waarschijnlijk gebaseerd worden op een basisbescherming van een individu binnen de dijkring. De jaarlijkse kans op overlijden ten gevolge van overstromingen mag niet groter zijn dan 10^{-5} per jaar. De eisen voor verschillende dijktrajecten worden in eerste instantie bepaald door het basis beschermingsniveau. Op basis van de uitkomsten van onder andere een MKBA en de analyse van het groepsrisico, wordt per traject vervolgens op grond van grote hoeveelheden slachtoffers, economische schade en vitale infrastructuur bepaald of nog strengere eisen nodig zijn. Deze worden landelijk vastgesteld.

15.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Het stelsel van primaire keringen is onderverdeeld in 95 zogenaamde dijkringen (een dijkringgebied wordt omsloten door keringen, al dan niet in combinatie met hoger gelegen gronden). Voor de dijkringen gelden 6 verschillende normen; dit zijn overschrijdingskansen van de vastgestelde waterstanden. De maatgevende waterstand voor Noord- en Zuid-Holland is gebaseerd op een overschrijding van een geschatte waterstand in Hoek van Holland van 5 m+NAP. De overige 5 normen zijn hiervan afgeleid. De verschillen zijn gebaseerd op een grove inschatting van de verschillen in gevolgen (uitgedrukt in economische schade) bij een overstroming. Ruimtelijk gezien zijn er weinig verschillen (de Hollandse kust (Noord- en zuid Holland) heeft één norm, alle overige kustgebieden hebben ook één norm, alle overgangsgebieden hebben één norm en de belangrijkste gebieden langs de grote rivieren hebben allemaal één zelfde norm.

De maatgevende hoogwaterstand is bepalend voor het ontwerp van dijken, wat wettelijk is vastgelegd in het zogenaamde wettelijk ontwerpinstrumentarium. De dijk moet hieraan voldoen en is dus een harde norm. De keringen worden vervolgens getoetst (op hoogte en kwaliteit) volgens het toets instrumentarium. Dit wordt gerapporteerd in de verslagrondes. Het ontwerpinstrumentarium biedt naast het faalmechanisme overschrijding van de maatgevende waterstand, ook ruimte om rekening te houden met andere faalmechanismen van een dijk.

Omdat het over zeer extreme gebeurtenissen gaat, moeten voor de vaststelling van die extreme gebeurtenissen schattingen (extrapolaties) worden gemaakt op basis van gemeten waterstanden. In de loop van de jaren zijn veel verschillende maatgevende waterstanden gehanteerd voor Rijn en Maas vanwege onder andere een enorme publieke discussie over de impact van dijkverhogingen in het rivierengebied (afgezien van het bovenstroomse gedeelte van de Maas), door de (extreem) hoge waterstanden in de negentiger jaren (aanvullende metingen) en door projecties van mogelijke klimaatveranderingen en de gevolgen daarvan. De norm is hierbij echter gelijk gebleven, waardoor heel andere opgaven in de vorm van eisen aan dijken worden gesteld. In de norm zelf zitten niet direct onzekerheden verwerkt, maar wel in de uitvoering, doordat alle dijken worden voorzien van een zogenaamde overhoogte van ongeveer een halve meter (een additionele hoogte van 0,5 m). Bij het ontwerp van de keringen wordt ook rekening gehouden met onzekerheden door een percentiel van de faalkansverdeling te nemen (probabilistisch ontwerpen). De overhoogte anticipeert vooral op de onzekerheden in de randvoorwaarden (verwachte waterhoogtes); middels het probabilistisch ontwerpen wordt rekening gehouden met de onzekerheden rond de sterkte van de kering.

15.5 Wat is de historie van de norm?

De normen voor de kust en het overgangsgebied zijn opgesteld in 1960 naar aanleiding van het eerste advies van de Deltacommissie (Deltacommissie, 1960). De normen voor de grote rivieren zijn uitgewerkt door de commissies Becht (Becht, 1977)en Boertien (Walker *et al.* 1993), na de hoogwaterperioden in de jaren 90, en zijn uiteindelijk vastgelegd in de Deltawet grote rivieren in 1995 (ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1995).

15.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

De huidige normen kennen een aantal tekortkomingen/beperkingen:
- Sinds het vaststellen van de normen in de jaren 60, is de economische waarde binnen de dijkringen met ongeveer een factor 7 toegenomen (Kuijpers-Linde *et al.*, 2007). Omdat de achterliggende gedachte bij de normen is dat er ongeveer een evenwicht is tussen de investeringen die de normhoogte vereist en de vermeden schade die er mee wordt gewonnen, zouden de normen dus omhoog moeten. De tweede Deltacommissie stelde daarom in 2008 voor om alle normen met een factor 10 te verhogen (Tweede Deltacommissie, 2008);
- Het hanteren van 6 verschillende klassen biedt op dit moment weinig ruimtelijke differentiatie. Dit leidt ertoe dat binnen een normklasse de faalkansen – gebaseerd op een MKBA – sterk kunnen variëren door verschillen in kosten en gevolgen. Als de ruimtelijke indeling zou worden gehandhaafd bij het bijstellen van de normen, resulteert een gemiddelde faalkans in een onderbescherming van sommige delen, terwijl het uitgaan van de laagste faalkans tot risico van overbescherming leidt. Met een verdere differentiatie wordt meer voldaan aan het uitgangspunt van evenwicht in kosten en baten op verschillende punten (voor de nieuwe normvoorstellen wordt daarom zelfs een onderverdeling in dijkringsegmenten gemaakt);
- De normen zijn vertaald in overschrijdingskansen op een bepaalde (maatgevende) waterstand. Dit zegt echter nog niets over de kans op een overstroming zelf. Immers: het water kan over de dijk heen lopen maar daarmee faalt de dijk nog niet. Er is dus sprake van een verschil tussen normfalen (waarvan bijvoorbeeld sprake is als een zekere hoeveelheid water over de dijk loopt) en werkelijk falen;
- De huidige normen zijn gebaseerd op economische schade, terwijl al door de eerste deltacommissie het grote belang van slachtoffers is onderkend. Deze normen zijn dus geen antwoord op de vraag welke slachtofferrisico's wij (de maatschappij, de politiek) aanvaardbaar vinden. In het nieuwe beleid wordt ook gekeken naar aspecten als doorbraaklocaties, stromingssnelheden, uiteindelijke waterdiepte, averse effecten van acuut vluchtgedrag en zelfredzaamheid.

In het nieuwe beleid zal bij de voorgenomen herijking van de normen gebruik worden gemaakt van veel nieuwe kennis die in de loop van de jaren is opgedaan op het gebied van faalmechanismen, blootstelling en gevolgen in combinatie met projecties van toekomstige rivierafvoeren en zeespiegelstijging en ontwikkeling van de economie en omvang van de bevolking. Het voornemen is verder om de normen te vertalen in faalkansen in plaats van in overschrijdingskansen (V&W *et al.*, 2009).

15.7 Fysieke veiligheid in relatie tot de huidige norm

Er is op dit moment geen relatie tussen slachtoffers en de huidige norm. Zelfs als alle keringen aan de norm voldoen, kunnen overstromingen niet worden uitgesloten (met dijken wordt in principe alleen de kans op een overstroming verlaagd, maar niet de gevolgen). Hierbij kunnen honderden tot zelfs vele duizenden slachtoffers vallen. Vanuit het principe van 'utility' wordt een restrisico (product van faalkans en gevolgen die een overstroming heeft) acceptabel geacht als het in evenwicht is met de (jaarlijkse) investeringen die gedaan moeten worden voor de bescherming (lees aanleg en onderhoud van dijken). Dit restrisico is echter een economisch schaderisico en niet een slachtofferrisico. Binnen het waterveiligheidsbeleid is echter tot op heden niet de vraag gesteld of dergelijke grote aantallen slachtoffers acceptabel zijn.

In het nieuwe beleid is het voornemen om een minimaal beschermingsniveau (10^{-5} per jaar) voor iedere burger (Lokaal Individueel Risico, LIR) als uitgangspunt te hanteren voor de nieuwe normstelling (vanuit het principe van 'recht op bescherming' voor iedere burger in Nederland), en om de normen aan te scherpen waar dat op basis van kosten en baten doelmatig is en/of er grote groepen slachtoffers kunnen vallen en/of er ernstige schade kan ontstaan door het uitvallen van vitale en kwetsbare infrastructuur van nationaal belang.

Literatuur

Becht, C.J.G., (1977). Rapport Commissie rivierdijken. 's-Gravenhage.

Deltacommissie (1960). Deel I: Eindverslag en interim-adviezen. Deel II-IV: Beschouwingen over stormvloeden en getijbeweging. Deel V: Onderzoekingen betreffende de opzet van het Deltaplan en de gevolgen van de werken. Deel VI: Onderzoekingen van belang voor het ontwerpen van dijken en dammen; sociaal-economische aspecten van het Deltaplan. Staatsdrukkerij- en Uitgeverijbedrijf, 's-Gravenhage.

EC (2007). Richtlijn 2007/60/EG van het Europees parlement en de raad van 23 oktober 2007 over beoordeling en beheer van overstromingsrisico's. Publicatieblad van de Europese Unie L 288/27 van 6/11/2007.

Kuijpers-Linde, M.A.J., Geurs, K.T., Knoop, J.M., Kuiper, R., Lagas, P., Ligtvoet, W., De Niet, R., Van Oostenbrugge, R., Westhoek, H.J., (2007). Nederland Later - Tweede Duurzaamheidsverkenning, deel Fysieke leefomgeving Nederland. MNP, Bilthoven. ISBN: 978-90-6960-171-7

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1995). Wet van 13 april 1995, houdende een bijzondere voorziening voor de versnelde uitvoering van werken tot versterking van enige dijkvakken langs de Rijn en zijn zijtakken en langs de bedijkte Maas, alsmede van werken tot aanleg van kaden langs de onbedijkte Maas en langs een gedeelte van de Rijksweg A2 (Deltawet grote rivieren). Staatsblad 1995, nr. 210. http://wetten.overheid.nl/BWBR0007338/

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2009). Wet van 29 januari 2009, houdende regels met betrekking tot het beheer en gebruik van watersystemen (Waterwet). Staatsblad 2009, nr. 107. http://wetten.overheid.nl/BWBR0025458/

Ten Brinke, W. en Bannink B., (2004). Risico's in bedijkte termen. Een thematische evaluatie van het Nederlandse veiligheidsbeleid tegen overstromen. MNP/RIVM, Bilthoven. RIVM rapnr. 500799002.

Tweede Deltacommissie (2008). Samen werken met water. Een land dat leeft, bouwt aan zijn toekomst. Bevindingen van de Deltacommissie 2008. Deltacommissie, 's Gravenhage. http://www.deltacommissie.com/doc/2008-09-03%20Advies%20Deltacommissie.pdf

V&W, VROM en LNV(2009). Nationaal Waterplan, Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Externe veiligheid van luchtvaart (ten gevolge van het neerstorten van vliegtuigen tijdens starts en landingen bij luchthavens) gaat alleen over potentiële slachtoffers in de omgeving. Veiligheid valt via de uitwerking in beperkingengebieden niet alleen onder de Wet luchtvaart, maar ook onder de Wet ruimtelijke ordening.

Walker, W., Abrahamse, A., Bolten, J., Den Braber, M., Garber, S., Kahan, J., Kok, M., Van de Riet, O., (1993). Toetsing uitgangspunten rivierdijkversterkingen Eindrapport. Waterloopkundig Laboratorium en het European-American Center tbr Policy Analysis/RAND.

16 Ratio en onderbouwing normen externe veiligheid luchtvaart

Auteur: A.A.C. van Vliet

16.1 Welke normen zijn er?

Het externe veiligheidsbeleid in de Wet luchtvaart heeft betrekking op alle luchthavens in Nederland en is opgenomen in de wijzigingswetten Schipholwet en Regelgeving Burgerluchthavens en Militaire Luchthavens (RBML). Met de inwerkingtreding van de Wet Regelgeving Burgerluchthavens en Militaire Luchthavens dient er voor de meeste luchthavens in Nederland formeel extern veiligheidsbeleid te worden gevoerd.
Voor militaire luchthavens en militaire luchthavens met burgermedegebruik is het voeren van extern veiligheidsbeleid optioneel.

Over het algemeen worden de risico's van de luchthavenactiviteit gekwantificeerd met twee standaard risicomaten. Het risico dat een persoon op een bepaalde afstand van de activiteit loopt, wordt weergegeven met het Plaatsgebonden risico. Het Totaal Risico Gewicht is een maat waarmee het totale risico per gebruiksjaar van het luchtverkeer van een luchthaven wordt weergegeven. Het is de optelsom van de producten van ongevalkans en vliegtuiggewicht (Maximum Take Off Weight) per vliegbeweging.

Het Plaatsgebonden risico is de kans per jaar dat een denkbeeldige persoon, die zich permanent op dezelfde locatie in de omgeving van een luchthaven bevindt, komt te overlijden als direct gevolg van een ongeval met een luchtvaartuig. Het Plaatsgebonden risico wordt afgebeeld op een geografische kaart middels contouren die punten met gelijk risico verbinden. Daarbij gaat het voornamelijk om de Plaatsgebonden risicocontour van 10^{-5} en 10^{-6} per jaar.

Het totale risicogewicht (TRG) is een vereenvoudigde maat waarmee het totale risico van het luchthavenluchtverkeer per gebruiksjaar wordt weergegeven. Het is de optelsom van de producten van ongevalkans en vliegtuiggewicht (Maximum Take Off Weight) per vliegbeweging. Anders gezegd, neemt het TRG toe bij een toename van het aantal bewegingen, de gemiddelde ongevalskans per beweging of het gemiddelde vliegtuiggewicht.

Een andere risicomaat is het Groepsrisico. Voor het Groepsrisico is geen norm voorgeschreven. Het staat het bevoegd gezag echter vrij om een eigen beleid hierop te voeren. Voor Schiphol is hier bijvoorbeeld door een brief van de toenmalige minister van VROM een invulling aan gegeven. Het Groepsrisico geeft de kans en het effect weer van grote rampen die maatschappelijke ontwrichting kunnen geven. Het Groepsrisico is de kans per jaar dat een groep personen in de omgeving van een luchthaven, die niet bij de luchtvaart betrokken is, komt te overlijden als direct gevolg van een ongeval met een luchtvaartuig. Het groepsrisico wordt weergegeven met een FN-curve, met het aantal dodelijke slachtoffers (N) op de x-as en de cumulatieve kans op een ongeval met een navenant aantal slachtoffers (F) op de y-as.

16.2 Wat is het doel van de norm?

Er worden beperkingen gesteld aan de ruimtelijke ordening in gebieden die gebaseerd zijn op de Plaatsgebondenrisicocontouren van 10^{-5} en 10^{-6} per jaar. Door in deze beperkingengebieden tevens beperkingen te stellen aan nieuwbouw van kantoren en bedrijven met veel werknemers, wordt indirect ook verdere groei van het Groepsrisico beperkt.
Op basis van de Plaatsgebondenrisicocontour van 10^{-5} per jaar is bij Schiphol een sloopzone gedefinieerd. Het doel daarvan is het aantal mensen dat wordt blootgesteld aan een zeer hoog risico te verminderen. Op basis van de Plaatsgebondenrisicocontour van 10^{-6} per jaar is een gebied vastgesteld met beperkingen ten aanzien van nieuwbouw. Het doel is om de toename van het aantal mensen dat wordt blootgesteld aan een hoog risico te beperken. De beperkingengebieden zijn afgeleid op basis van het maximale aantal vliegtuigbewegingen uit het Luchthavenbesluit.

Naast de aansturing van de ruimtelijke ordening wordt het Totaal Risico Gewicht gehanteerd om de bron te sturen. Door het stellen van een grenswaarde aan het TRG wordt de hoeveelheid risico die de bron maximaal per jaar mag geven beperkt en wordt de bron geprikkeld om de veiligheid te verbeteren.

Voor luchthavens geldt geen expliciet Groepsrisicobeleid zoals bij activiteiten met gevaarlijke stoffen. Er worden wel beperkingen gesteld aan de ruimtelijke ordening in de omgeving van luchthavens op basis van Plaatsgebonden risico, die (groei van) het groepsrisico beperken. Deze indirecte invulling van het Groepsrisicobeleid is vooral terug te vinden in de zogenoemde Pronkbrief (VROM, 2001). In deze brief heeft de toenmalige minister van VROM beschreven welke ruimtelijke maatregelen nodig zijn om het Groepsrisico te beheersen. Door het introduceren van dichthedenbeleid voor kantoren en bedrijven rond Schiphol heeft de brief tot doel recht te doen aan het belang van beheersing van het Groepsrisico door ruimtelijke maatregelen. Door het op specifieke locaties ontwikkelen van aan Schiphol gebonden bedrijven, wil de minister in deze beleidsbrief ook recht doen aan het behoud en versterking van de mainportfunctie. Het ministerie is in gesprek met de decentrale overheden over mogelijkheden voor een verdere invulling van het groepsrisicobeleid.

16.3 Wat is het beschermingsdoel van de norm?

Het externe veiligheidsbeleid voor luchthavens heeft betrekking op het omgaan met de (rest)risico's van een activiteit in de bebouwde omgeving. Naast het optimaliseren van de luchtvaartveiligheid is ook het beperken van aanwezigheid van personen in gebieden met een hoog risico een belangrijk uitgangspunt. Tevens zijn een goede hulpverlening en rampbestrijding noodzakelijk ter beperking van potentiële gevolgen van een ongeval. De omgeving wordt zodoende geconfronteerd met restrisico's die voldoende klein zijn. Het externe veiligheidsbeleid stelt grenzen aan deze restrisico's. Deze grenzen werken door in de ruimtelijke ordening.

16.4 Hoe is de norm onderbouwd?

Voor de luchthaven Schiphol geldt dat het luchthavenindelingbesluit regels bevat voor het luchthavengebied en de directe omgeving daarvan betreffende de bestemming en het gebruik van de grond, voor zover die regels noodzakelijk zijn met het oog op het gebruik van het gebied als luchthaven. Bij dit besluit worden

beperkingengebieden vastgesteld op basis van grenzen voor zowel geluid als externe veiligheid.
Het luchthavenverkeerbesluit bevat een beschrijving van de luchtverkeerwegen. Elk besluit, volgend op het eerste luchthavenindelingbesluit of het eerste luchthavenindelingsbesluit, biedt een beschermingsniveau ten aanzien van externe veiligheid en geluidbelasting dat voor elk van deze aspecten, gemiddeld op jaarbasis vastgesteld, per saldo gelijkwaardig is aan of beter is dan het niveau zoals dat geboden werd door het eerste besluit.

Voor de burgerluchthavens geldt dat het beperkingengebied met betrekking tot het externe veiligheidsrisico vanwege het luchthavenluchtverkeer wordt uitgedrukt in Plaatsgebondenrisicocontouren. Indien een contour van het Plaatsgebonden risico van 10^{-6} buiten het luchthavengebied valt, is vaststelling van een luchthavenbesluit is vereist. Dit luchthavenbesluit bevat in elk geval contouren ter aanduiding van het Plaatsgebonden risico van 10^{-5} en 10^{-6} per jaar. Indien dit door het bevoegd gezag noodzakelijk wordt geacht, kan in een luchthavenbesluit ook een grenswaarde in de vorm van een totaal risicogewicht (TRG) worden opgenomen. Een TRG stelt een grens aan het externe-veiligheidsrisico van het luchthavenluchtverkeer.

De gebieden waar uit oogpunt van externe veiligheid ruimtelijke beperkingen gelden, zijn gebaseerd op de ligging van verschillende contouren voor het plaatsgebonden risico. Zo is bepaald dat woningen, niet zijnde bedrijfswoningen, en kwetsbare gebouwen binnen sloopzone (gebaseerd op de contour voor het Plaatsgebonden risico van 10^{-5} per jaar) in principe aan hun bestemming moeten worden onttrokken en dat nieuwbouw van gebouwen niet is toegestaan. Bewoners van woningen binnen dit gebied hebben een blijfrecht (TK, 2001c). Vervangende nieuwbouw van bedrijfswoningen alsmede vervangende nieuwbouw van beperkt kwetsbare gebouwen en nieuwbouw van overige gebouwen is toegestaan, mits in het geval van de twee laatst genoemde situaties hiervoor een verklaring van geen bezwaar is afgegeven. Verder geldt binnen het beperkingengebied gebaseerd op de contour voor het Plaatsgebonden risico van 10^{-6} per jaar, een verbod op nieuwbouw van gebouwen, niet zijnde bedrijfswoningen. Ook hier kan een verklaring van geen bezwaar worden afgegeven voor nieuwbouw van gebouwen. Voor nieuwbouw van kantoren kan het bevoegde gezag zelf criteria ontwikkelen. In beide gevallen is het aan het bevoegd gezag om te beoordelen of nieuwbouw van woningen, kwetsbare gebouwen of kantoren vanuit een oogpunt van veiligheid verantwoord is.

Ten aanzien van het groepsrisicobeleid voor Schiphol verwijst de Staatssecretaris van VROM in zijn brief van 4 oktober 2006 (VROM, 2006) naar het Kabinetsstandpunt Schiphol (VenW, 2006). Hij geeft aan dat daarin een alternatief beleid voor groepsrisico in relatie tot Schiphol is voorgesteld, als onderdeel van beleidsvoornemens voor onder meer geluidhinder en mainportontwikkeling. Voor de luchthaven Schiphol worden de mogelijkheden voor aanvullend groepsrisicobeleid nader beschouwd. Naar aanleiding daarvan wordt te zijner tijd bekeken of het wenselijk is dat het Rijk ook voor de overige burgerluchthavens een generiek Groepsrisicobeleid gaat formuleren of dat dit aan het bevoegd gezag wordt overgelaten (Besluit burgerluchthavens).

De Wet luchtvaart bepaalt niet dat voor burgerluchthavens van regionale betekenis een norm voor Groepsrisico moet worden vastgesteld. Het staat het bevoegd gezag vrij om desgewenst een eigen Groepsrisicobeleid in te voeren door bijvoorbeeld in het luchthavenbesluit vast te leggen dat de vestiging van arbeidsintensieve bedrijvigheid in de contour 10^{-6}-contour niet meer is toegestaan. Voor nieuwbouw van (dergelijke bedrijfs)gebouwen in deze contour is immers een verklaring van geen bezwaar nodig.
Voor de militaire luchthavens en de militaire luchthavens met burgermedegebruik zijn de normen optioneel. Dat wil zeggen dat er voor deze luchthavens gekozen kan worden hoe invulling wordt gegeven aan de normen. In milieueffectrapportages worden voor het burgermedegebruik wel de risico's in kaart gebracht en openbaar gemaakt. Deze worden in dezelfde lijn als burgerluchthavens beschouwd.

16.5 Wat is de historie van de norm?

Het denken over, en het normeren van, risico's in Nederland is beleidsmatig vastgelegd in 1989, in de nota 'Omgaan met risico's' (VROM, 1989). Deze nota baseerde zich op grootheden die voor risico's van diverse activiteiten (industrie, opslag, transport) (inter)nationaal ingang hadden gevonden: het individueel risico (nu plaatsgebonden risico, PR) en het groepsrisico (GR).

Uit het eerste inzicht over de risico's door het vliegverkeer rondom Schiphol bleek dat deze dusdanig hoog waren dat toepassing van de beleidskaders die toen golden voor de chemische industrie, uitbreiding van Schiphol onmogelijk zou maken (VROM, 1992). In het Plan van Aanpak Schiphol en Omgeving (PMMS, 1991) werd opgenomen dat de externe veiligheidsrisico's door het vliegverkeer rond Schiphol niet mochten toenemen (stand still).
Uit de milieueffectrapportage voor de uitbreiding van Schiphol bleek dat 'stand still' echter niet haalbaar was (PMMS 1993). Als nieuwe maat is daarna het Gesommeerd Gewogen Risico (GGR) geïntroduceerd. Het GGR is de som van alle huizen in een bepaald gebied, vermenigvuldigd met het individuele risico ter plaatse van elk huis. Indien elk huis door precies één persoon zou worden bewoond, komt het GGR overeen met (de internationaal gebruikte maat voor) de verwachtingswaarde van het aantal doden per jaar (potential loss of life). In de Planologische Kern Beslissing Schiphol en Omgeving (VROM, 1993) werd ten slotte opgenomen: *"Daarbij wordt steeds gestreefd naar het bereiken van 'stand-still', hetgeen betekent geen toename van de onveiligheid, wat zal worden afgemeten aan de ontwikkeling van het GGR …"*. Daarnaast werd in de PKB onderzoek aangekondigd naar uitwerking van een kwantificeerbare en handhaafbare norm voor groepsrisico.

In 1999 werd een nieuw stelsel van normen voor externe veiligheid aangekondigd. In diezelfde periode vond er ook een herijking plaats van het model voor de berekening van de risico's (NLR, 2000). Het effect daarvan was dat de risicocontouren veel kleiner waren dan met het model vóór de herijking.

In de richtlijnen voor deMER voor de aanwijzing van het vijfbanenstelsel (VenW, 2001a) werd afgezien van de berekening van het GGR. In de plaats van het GGR werd een nieuwe maat geïntroduceerd, het Totale Risico Gewicht. Ook het Groepsrisico (in de vorm van FN-curves) werd voor de MER niet berekend. Het verlaten van het Groepsrisico gebeurde na een internationale conferentie die speciaal over groepsrisico was georganiseerd (VenW, 2000). Tijdens die conferentie kwam geen hanteerbare methode naar voren om het Groepsrisico in een berekend getal te vangen en om dit getal af te zetten tegen een daarop toegesneden grenswaarde. Wel bestond er consensus onder de deskundigen over de vraag in welke richting de oplossing van het probleem gevonden zou kunnen worden, met als voorbeeld de praktijk in andere landen. Daarbij sloot men aan bij de betekenis van het begrip zoals dat ook al in de PKB is verwoord: het beperken van de kans op vliegtuigongevallen waarbij veel slachtoffers onder de bevolking vallen.

Voor de minister leidde deze uitkomst tot de conclusie dat er geen hanteerbare methode bestaat voor het Groepsrisico (VenW, 2001b). Naar aanleiding van vragen over het Groepsrisico in de Milieubalans 2001 (RIVM, 2000) door de Tweede Kamer, antwoordde minister Pronk op 8 oktober 2001 dat het Groepsrisico toeneemt (TK, 2001a). Via een amendement op de Wet luchtvaart is wettelijk vastgelegd dat de situatie voor Groepsrisico niet mag verslechteren ten opzichte van 1990 (TK, 2001b).

Door de minister van VROM wordt in diezelfde periode gemeld dat er aanvullende afspraken met de regio zijn gemaakt over een zogenaamd dichthedenbeleid voor kantoren en bedrijven in een ruimer gebied rond de luchthaven (het daarin benoemde '95% ongevalsgebied') (VROM, 2001).

Het gelijkwaardigheidsbeginsel is in de Wet luchtvaart nog steeds van kracht en in 2006 geëvalueerd op basis van een motie uit de Eerste Kamer waarin is aangedrongen op een evaluatie van de doelstellingen uit de PKB, uiterlijk 3 jaar na de ingebruikname van het vijfbanenstelsel (in februari 2006) (EK, 2002).

In 2009 is de regelgeving voor de overige burgerluchthavens tot stand gekomen. De normstelling voor deze luchthavens sluit aan bij de normstelling voor Schiphol.

In alle gevallen geldt dat er op basis van overschrijding van de vastgestelde normen voor het Plaatsgebonden risico of voor de aanwezigheid van woningen in een sloopzone geen verplichting richting aan de omwonenden kan worden opgelegd in de ruimtelijke saneringen. De omwonenden hebben een blijfrecht, welke door de Tweede Kamer in de motie Hofstra is vastgelegd (TK, 2001c).

16.6 Wat zouden belangrijke verbeteringen zijn in de onderbouwing?

Het TRG als risicomaat voor Schiphol is de optelsom van de producten van ongevalkans en vliegtuiggewicht per vliegbeweging. Het TRG heeft echter geen ruimtelijke component. Hierdoor is er geen één-op-één-koppeling met de bescherming van de omgeving van de luchthaven. Wanneer de normhoogte voor het TRG niet beperkend is voor het aantal vliegbewegingen, heeft deze norm geen inhoudelijk toegevoegde waarde. Het volstaat dan om periodiek te toetsen hoe de Plaatsgebonden risicocontouren zich verhouden tot de vastgestelde beperkingengebieden.

16.7 Fysieke veiligheid in relatie tot de huidige norm

Het risico van overlijden ten gevolge van een ramp neemt af naarmate je verder van de risicobron woont. Het Plaatsgebonden risico wordt doorvertaald in ruimtelijke beperkingengebieden. Echter, als er een ongeval plaatsvindt, kunnen deze ook plaatsvinden buiten deze gebieden. Buiten deze beperkingengebieden is er dus nóg een risico. Een nihil risico kan alleen worden gerealiseerd door het stoppen van de activiteit.

Literatuur

Ale, B.J.M. (2002). Risico's en Veiligheid - een historische schets. TU Delft.

Besluit burgerluchthavens, http://wetten.overheid.nl/ BWBR0026525/

Besluit militaire luchthavens, http://wetten.overheid.nl/BWBR0025302/

Eerste Kamer (2002). Motie van Senator Baarda c.s. inzake de evaluatie van het Schipholbeleid, kamerstukken I 27603 nr. 88k. Eerste Kamer, Den Haag.

IenM (2013). Handreiking Externe Veiligheid Luchthavens. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Luchthavenindelingsbesluit Schiphol, http://wetten.overheid.nl/BWBR0014329/

Luchthavenverkeerbesluit Schiphol, http://wetten.overheid.nl/BWBR0014330/

MNP (2005). Het milieu rond Schiphol, feiten & cijfers, ISBN 90-6960-127-3. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.

NLR (2000). An enhanced method for the calculation of third party risk around large airports, NLR-CR-2000-147. Nationaal Lucht- en Ruimtevaartlaboratorium, Amsterdam.

PMMS (1991). Integrale versie Plan van Aanpak Schiphol en Omgeving (PASO) van 16 april 1991, ISBN 90-369-1538-4. Project Mainport en Milieu Schiphol, Den Haag.

PMMS (1993). Integraal Milieu Effect Rapport Schiphol en Omgeving, ISBN 90346-3020x. Project Mainport en Milieu Schiphol, Den Haag.

Regelgeving burgerluchthavens en militaire luchthavens, http://wetten.overheid.nl/BWBR0024928/

Regeling burgerluchthavens, http://wetten.overheid.nl/ BWBR0026564/

RIVM (2000). Milieubalans 2001, ISBN 90-1408310-6. Kluwer, Alphen aan den Rijn.

Tweede Kamer (2001a). Verslag van een wetgevingsoverleg Wijziging van de Wet luchtvaart, kamerstukken II 27603 nr. 40. Tweede Kamer, Den Haag.

Tweede Kamer (2001b). Amendement van het lid Van Gijzel, kamerstukken II 27603 nr. 53. Tweede Kamer, Den Haag.

Tweede Kamer (2001c). Motie van het lid Hofstra, kamerstukken II 27603 nr 74. Tweede Kamer, Den Haag.

VenW (2000). Brief van de minister van Verkeer en Waterstaat over het nieuwe stelsel van milieu- en veiligheidsnormen van 30 mei 2000, Kamerstukken II 26 959 nr. 5. Tweede Kamer, Den Haag.

VenW (2001a). Richtlijnen voor het Milieueffectrapport 'Schiphol 2003' behorende bij het luchthavenverkeersbesluit en het luchthavenindelingsbesluit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

VenW (2001b). Nota van de minister van VenW en de minister van VROM naar aanleiding van de behandeling van de Wijziging van de Wet luchtvaart inzake de inrichting en het gebruik van de luchthaven Schiphol, kamerstukken II 27603 nr. 6. Tweede Kamer, Den Haag.

VenW (2006). Brief van de Staatssecretaris van VenW met Kabinetsstandpunt Schiphol, kamerstukken II Bijlage bij 29 665 nr. 28. Tweede Kamer, Den Haag.

VROM (1989). Notitie 'Omgaan met risico's', bijlage nr. 5 van Nationaal Milieubeleidsplan, kamerstukken II 21 137 nr. 5. Tweede Kamer, Den Haag.

VROM (1992). Brief van minister van VROM op PASO-standpunt problematiek externe veiligheid, 5 februari 1992, ministerie van VROM, Den Haag

VROM (2001). Brief van de minister van VROM van 23 november 2001, kamerstukken II 26 959 nr. 19. Tweede Kamer, Den Haag.

VROM (1993). Brief van de minister van VenW, de minister van VROM en de staatssecretaris van EZ over de Planologische Kernbeslissing Schiphol en Omgeving van 20 december 1993. Kamerstukken II 23552. Project Mainport en Milieu Schiphol, Den Haag.

VROM (2006). Brief van de staatssecretaris van VROM aan de Tweede Kamer van 4 oktober 2006, kamerstukken II 27 801 nr. 44. Tweede Kamer, Den Haag.

VROM-Inspectie (2011). Complex en Risicovol - onderzoek naleving ruimtelijke regelgeving rond Schiphol, Publicatienummer VI-2011-62. VROM-Inspectie, Den Haag.

Wet luchtvaart, http://wetten.overheid.nl/BWBR0005555/

Wijzigingswet Wet luchtvaart (inrichting en gebruik van de luchthaven Schiphol), http://wetten.overheid.nl/BWBR0013815/

17 Dankwoord

De auteurs bedanken de volgende personen (in alfabetische volgorde) voor bijdragen, aanvullingen en correcties en voor hun commentaar op eerdere versies van het rapport: Annemarie van Beek, Charles Bodar, Ellen Brand, Evert-Jan van den Brandhof, Mark van Bruggen, Flemming Cassee, Jacqueline Claessens, Ton Dassen (PBL), Yvonne van Duynhoven, Tilly Fast (Fast Advies), Paul Fischer, Ron Franken (PBL), Arjen van de Giessen, Joke van der Giessen, Esther van der Grinten, Patrick Heezen, Guus de Hollander (PBL), Diane Houweling, Martien Janssen, Paul Janssen, Irene van Kamp, Elise van Kempen, Joost Knoop (PBL), Eelke Kooi, Hanneke Kruize, Lonneke van Leeuwen, Johannes Lijzen, Petra Loeff, Birgit Loos, Soedesh Mahesh, Mark Montforts, Leonard Osté (Deltares), Piet Otte, Ric van Poll, Mathieu Pruppers, Joost van der Ree, Ana Maria de Roda Husman, Cisca Schets, Dick Sijm, Elma Smeets, Els Smit, Niels Sorel (PBL), Brigit Staatsen, Frank Swartjes, Piet Timmers, Paul Uijt de Haag, Theo Vermeire, Hans Verspoor (Verspoor Advies), Ans Versteegh, André van Vliet, Susanne Wuijts, André van der Zande.

**J.M. Roels | W. Verweij | J.G.M. van Engelen |
R.J.M. Maas | E. Lebret | D.J.M. Houthuijs |
J.M. Wezenbeek**

RIVM rapport 2014-0138

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

november 2014

De zorg voor morgen
begint vandaag

007538